

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

SURVIE ANNUELLE DES BERNACHES DU CANADA
(*BRANTA CANADENSIS MAXIMA*) ÉTABLIES DANS LE SUD DU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
CATHERINE PILOTTE

FÉVRIER 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est composé de trois parties. Une introduction générale dresse le portrait de la problématique des Bernaches du Canada établies dans le sud du Québec ainsi que de l'importance de la survie et des facteurs qui l'influencent sur la dynamique des populations d'oies. L'effet régulateur de la chasse sur les populations d'oies est également abordé. Le corps du mémoire est composé d'un chapitre écrit sous forme d'article scientifique, en anglais, dans le but de le soumettre pour publication dans une revue scientifique. Je serai première auteure pour cet article, Jean-François Giroux, Eric T. Reed, et Jean Rodrigue seront également co-auteurs. J'ai effectué la collecte des données en 2009-2010 et réalisé l'ensemble des analyses ainsi que l'écriture de l'article. Le manuscrit porte principalement sur les facteurs influençant la survie annuelle des Bernaches du Canada établies dans le sud du Québec. La distribution spatio-temporelle de la récolte de ces bernaches ainsi que l'effet de la date d'éclosion, de l'âge au baguage et de la condition corporelle sur la survie des juvéniles sont également abordés. Jean-François Giroux, en tant que directeur de recherche, a participé à la planification du projet, ainsi qu'à la supervision des étapes de collecte, d'analyse et d'interprétation des données puis de l'écriture du mémoire. En tant que co-directeur de recherche, Eric T. Reed a principalement participé à l'analyse des données et à la correction de l'article. Pour sa part, Jean Rodrigue, en plus de participer aux baguages des oiseaux, a contribué au volet portant sur la distribution de la récolte. Pour terminer, la conclusion générale du mémoire porte sur les principaux résultats de l'étude ainsi que de l'impact de ces derniers dans la gestion de la population de Bernaches du Canada établies dans le sud du Québec.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je remercie mon directeur, Jean-François Giroux, pour ses judicieux conseils ainsi que l'intérêt porté à mon projet de recherche. Un grand merci à mon co-directeur, Eric T. Reed, pour toutes ses suggestions ainsi que ses encouragements qui furent grandement appréciés tout au long de mon cheminement. Merci à Mathieu Tremblay, Francis St-Pierre et Jean Rodrigue pour leurs conseils et leur aide sur le terrain. Merci à tous les bénévoles qui ont participé au baguage ou fait des observations de colliers. Je remercie les membres de mon jury, Pierre Drapeau et Gilles Gauthier, pour leurs commentaires constructifs sur la version initiale de mon mémoire. La collecte de données n'aurait pas été possible sans l'aide de nombreux étudiants qui ont travaillé avec nous (Catherine Bessette, Claudie Landry, Geneviève Turgeon et Élisabeth Vigeant). Merci à mes super collègues de labo, Martin Patenaude-Monette, François Racine, Éricka Thiériot, Cécile Girault, Marie-Line Gentes, Florent Lagarde et Anik Pannetier Lebeuf avec qui j'ai partagé de nombreuses conversations animées sur nos projets de recherche, nos analyses de données et nos aventures du quotidien. J'ai eu beaucoup de plaisir en votre compagnie ! Sincères remerciements à tous les membres du GRECA pour leurs multiples conseils tout au long de ma maîtrise. Un gros merci à M-C, Gaby et Véro avec qui j'ai vécu quotidiennement les hauts et les bas de la vie universitaire. Un grand merci à mon copain Bruno, mes parents Joëlle et Yvon, Élyse, Maryse, et tous mes amis pour m'avoir encouragée et motivée tout au long de mes études en biologie.

Je remercie finalement le Fond québécois de la recherche sur la nature et les technologies, le Service canadien de la faune, ainsi que le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada pour leur soutien financier.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	viii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
L'urbanisation et les populations surabondantes d'animaux sauvages	1
L'importance de la survie sur la dynamique des populations	2
L'effet régulateur de la chasse sur les populations d'oies.....	7
Bernaches du Canada établies en milieu tempéré	8
La population nicheuse de Bernaches du Canada dans le sud du Québec	10
Objectifs et prédictions.....	12
CHAPITRE I	
FACTORS INFLUENCING SURVIVAL OF CANADA GOOSE BREEDING IN SOUTHERN QUEBEC	13
Abstract	14
Introduction	15
Study area	18
Methods	19
Results	23
Discussion	26
Management Implications	32
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	41
APPENDICE A	
RÈGLEMENTS DE CHASSE S'APPLIQUANT À LA BERNACHE DU CANADA DANS LE SUD DU QUÉBEC	46

APPENDICE B

LISTE COMPLÈTE DES MODÈLES UTILISÉS POUR MESURER L'EFFET DE L'ÂGE, DU SEXE ET DES ANNÉES SUR LA SURVIE	47
--	----

APPENDICE C

PROBABILITÉ DE RECAPTURE COMPLÈTE DU MODÈLE CHOISI	49
LISTE DE RÉFÉRENCES	50

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1: Distribution of recoveries per 10-min block of Canada geese banded as juveniles near Varennes in southern Quebec, 2003-2009.	37
2: Proportion of juvenile, yearling, and adult Canada geese harvested in Quebec and USA based on band recoveries of juveniles marked in southern Quebec, 2003-2009.	38
3: Model averaged estimates ($\pm 95\%$ CI) of female a) and male b) survival probability for 3 age classes with additive effect of sex and time for Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003- 2009	39
4: Survival probabilities ($\pm 95\%$ CI) of juvenile Canada geese in relation to their relative hatching date (day) in southern Quebec, 2003-2009.	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1: Live recapture (a), and dead recovery (b) data of Canada geese banded as juveniles including web tagged birds in southern Quebec, 2003-2010.	33
2: Direct live recapture (a), and dead recovery (b) data of web-tagged Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003-2010.....	34
3: Model selection of survival of Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003-2009.	35
4: Model selection of the effect of hatching date, age at banding and body condition at fledging on first-year survival of Canada geese banded as juveniles and marked with a web-tag in southern Quebec, 2003-2009.	36
A- 1: Règlements de chasse s'appliquant à la Bernache du Canada dans le sud du Québec dans le district fédéral F qui inclut la région de Varennes, Québec, Canada, 2003-2009.....	46
B- 1: Sélection de modèles pour la survie de la Bernache du Canada établie dans le sud du Québec à partir du modèle le plus générale, 2003-2009.....	47
C- 1: Probabilités de recapture avec l'effet de deux classes d'âge et du temps pour la Bernache du Canada établie dans le sud du Québec, 2004-2010 (95 % CI).....	49

RÉSUMÉ

Les Bernaches du Canada établies en milieu tempéré sont souvent considérées comme une source de nuisances dans plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord. Dans le sud du Québec, une population nicheuse s'est établie il y a une vingtaine d'années et continue de croître depuis. Les oies et les bernaches sont des oiseaux à forte longévité et la survie est donc un facteur déterminant pour la gestion de ces populations. Le premier objectif de notre étude était de décrire la distribution spatio-temporelle de la récolte des bernaches établies dans le sud du Québec. Notre second objectif consistait à estimer les taux de survie de ces oiseaux et d'évaluer l'effet du sexe et de l'âge sur cette survie ainsi que les variations interannuelles. Notre dernier objectif était d'évaluer l'effet de la date d'éclosion, de l'âge au baguage et de la condition corporelle au baguage sur la survie des juvéniles.

Des modèles de capture-marquage-recapture combinant des données de recaptures d'oiseaux vivants et de retours de bagues d'oiseaux abattus ont été élaborés en utilisant les oiseaux bagués comme juvéniles entre 2003 et 2009. La majorité des retours de bagues d'oiseaux abattus par la chasse provenait du Québec. La distribution des retours était concentrée en deux secteurs : aux alentours de Varennes dans le sud du Québec, puis le long de la côte américaine entre le Rhode Island et le Maryland. La récolte comprenait majoritairement des juvéniles dans le premier cas et des jeunes d'un an dans le deuxième cas. Au Québec, la récolte durant la période de chasse hâtive totalise 9 % de la récolte totale. Bien que la différence était légère, la survie des femelles était plus faible que celle des mâles. La survie des juvéniles variait entre les années entre 0.73 (95 % IC 0.43-0.90) et 0.90 (0.74-0.96) et était plus élevée que pour les adultes (0.56 [0.44-0.67] à 0.76 [0.68-0.82]) et les oiseaux d'un an (0.54 [0.45-0.63] à 0.73 [0.64-0.81]). Une relation négative entre la date d'éclosion et la survie des juvéniles a été observée mais il n'y avait pas de relation significative avec la condition corporelle ainsi que l'âge au baguage.

En plus de n'avoir qu'à parcourir de courtes distances durant leur migration, l'utilisation prédominante d'habitats non ouverts à la chasse par les groupes familiaux durant l'automne pourrait expliquer la survie élevée des juvéniles. D'autre part, l'utilisation d'habitats ruraux où la pression de chasse est possiblement plus grande, combiné au phénomène de migration de mue pourrait contribuer aux taux de survie plus faibles des adultes non accompagnés de jeunes et des oiseaux d'un an. Le taux de survie observé pour les adultes porte à croire que la croissance de la population est supportée de façon importante par une fécondité élevée. L'importance de l'immigration ainsi que des paramètres de fécondité, dans le taux de croissance de la population restent donc à déterminer.

Mots clés : âge, Bernache du Canada, *Branta canadensis maxima*, condition corporelle, date d'éclosion, distribution de la récolte, milieu tempéré, Québec, survie

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'urbanisation et les populations surabondantes d'animaux sauvages

L'augmentation des populations humaines ainsi que l'étalement urbain qui en découle sont des phénomènes d'ampleur mondiale. Alors que 74 % des habitants des pays développés se retrouvent déjà en milieu urbain, ce pourcentage est toujours en augmentation dans les pays en voie de développement (Adams, Lindsey & Ash, 2006). L'urbanisation des paysages terrestres entraîne des modifications des écosystèmes qui ne sont pas sans conséquences pour les espèces animales. En effet, l'urbanisation, de même que l'agriculture, sont aujourd'hui citées comme les causes principales du déclin des espèces animales notamment aux États-Unis (Czech, Krausman & Devers, 2000). Certaines espèces animales profitent au contraire des environnements urbains par leur important apport en ressources alimentaires et leur plus faible abondance en prédateurs (Adams, Lindsey & Ash, 2006). Ces espèces opportunistes, plus souvent généralistes que spécialistes, peuvent alors connaître des changements d'abondance dans ces nouveaux habitats et devenir surabondantes (Destefano & Deblinger, 2005). Ces populations obtiennent ce statut lorsque leur nombre dépasse la capacité de support acceptable pour les populations humaines environnantes. On considère alors que les conflits générés par ces espèces sont plus importants que les bénéfices.

De nos jours, beaucoup d'efforts sont mis dans la conservation des espèces menacées. Les buts à long terme de même que les moyens à utiliser font habituellement l'objet de consensus entre gestionnaires et citoyens. Par contre, les mesures à prendre dans la gestion des espèces surabondantes sont souvent à l'origine de conflits, entre les divers acteurs dont le niveau de tolérance ainsi que la perception envers ces espèces est variable et dynamique (Butler, Shanahan & Decker, 2003). De plus, l'attitude du public envers la faune serait de plus en plus protectionniste et de moins en moins utilitariste, si bien que l'observation de la faune prend beaucoup d'ampleur comparativement à la chasse ou au piégeage (Manfredo et al., 1999).

Ainsi, les gestionnaires de la faune ont besoin d'outils pour évaluer le statut des populations afin d'appliquer des programmes de gestion qui seront justifiables auprès du public (Destefano & Deblinger, 2005). La gestion d'une population surabondante nécessite donc la connaissance des paramètres démographiques qui influencent sa dynamique soit l'immigration, l'émigration, la fécondité et la mortalité. La connaissance des paramètres démographiques permet d'élaborer des modèles de simulation qui peuvent servir à estimer le taux de croissance des populations selon différentes mesures de gestion (Rockwell, Cooch & Brault, 1997). Ainsi, leur bonne connaissance est essentielle pour comprendre la dynamique des populations en expansion, mais rares sont les opportunités de pouvoir les étudier.

En Amérique du Nord, plusieurs populations d'animaux sauvages ont connu des explosions démographiques au cours du siècle dernier. On peut penser aux Cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) aux Castors du Canada (*Castor canadensis*), aux Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) et à plusieurs espèces de goélands (*Larus* spp.), d'oies (*Anser* spp.) et de bernaches (*Branta* spp.) (Adams, Lindsey & Ash, 2006; Ankney, 1996; Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2008; Hindman & Ferrigno, 1990). Dans le cas des Ansériformes, la création de refuges où la chasse est interdite et l'utilisation grandissante des terres agricoles par les oies et les bernaches pour s'alimenter a favorisé la croissance de ces populations en améliorant la condition et la survie des oiseaux.

L'importance de la survie sur la dynamique des populations

Une balance positive entre la natalité et l'immigration versus la mortalité et l'émigration résulte en la croissance d'une population. La survie est donc un paramètre à considérer pour l'étude de la croissance d'une population en particulier pour les espèces à forte longévité comme cela fut démontré pour le Cerf rouge (*Cervus elaphus*), l'Éléphant de mer du nord (*Mirounga angustirostris*), la Mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*), le Fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) et la Petite Oie des neiges (*Anser caerulescens caerulescens*). Ces espèces qui possèdent habituellement une productivité faible compensent par une survie annuelle élevée (Clutton-Brock, 1988). La mortalité peut être influencée par des facteurs indépendants de la densité comme l'âge et le sexe mais aussi par des facteurs dépendants de

la densité comme la compétition pour la nourriture, le parasitisme ou la prédation (Feare, 1991; Newton, 1998). Ainsi, la variation saisonnière des ressources, notamment la nourriture, peut faire varier la qualité interindividuelle, qui se mesure souvent en terme de masse ou de condition corporelle (Cooch, 2002; Lepage, Gauthier & Reed, 1998).

Effet du sexe

La détermination des taux de survie annuel des deux sexes s'avère d'intérêt dans la compréhension de l'histoire de vie de l'espèce en plus de contribuer à la détermination des facteurs de contrôle de la croissance des populations. Ces différences sont également importantes à considérer dans le développement de modèles de la dynamique d'une population (Francis & Cooke, 1992b). Chez la sauvagine, les femelles ont parfois un taux de survie plus faible car lors de l'incubation elles sont plus susceptibles à la prédation et subissent une importante perte d'énergie due à un plus grand stress de nutriments (Batt et al. 1992). Par contre, les différences de vulnérabilité aux prédateurs ne seraient probablement pas présentes chez les oies (Raveling, 1992). De plus, le couple reste uni lors de l'incubation et de l'élevage des jeunes et la migration se fait en groupe ce qui limiterait l'importance des différences de survie entre mâle et femelle. Néanmoins, des comportements spécifiques liés au sexe peuvent influencer leur survie. Par exemple, il a été démontré que les femelles adultes de Grandes Oies des neiges étaient plus susceptibles aux tirs de chasseurs le long des lignes de feu des refuges que les mâles (Giroux & Bédard, 1986). D'autres études ont noté des variabilités saisonnières de survie entre mâle et femelle adultes (Raveling, 1992; Schmutz & Ely, 1999). Des différences de survie annuelle ont également été observées chez la Bernache nonette (*Branta leucopsis*; Owen & Black, 1989).

Jusqu'à maintenant, aucune différence de survie n'a été notée entre mâles et femelles chez la Bernache du Canada résidente du couloir migratoire de l'Atlantique ainsi que chez la Bernache du Canada du couloir du Mississippi (Johnson & Castelli, 1998; Samuel, Rusch & Craven, 1990). Pourtant, il existe des variations entre les populations puisqu'une différence

de survie entre les sexes a résulté en un rapport des sexes biaisé chez des Bernaches du Canada de la population des prairies de l'est des États-Unis (Vaught & Kirsch, 1966).

Effet de l'âge

L'âge est un facteur prépondérant qui influence la survie des individus chez plusieurs espèces d'oies. Des taux de survie annuels plus faibles chez les juvéniles, soit les jeunes de l'année, que chez les adultes ont été mesurés chez plusieurs populations nichant en milieu arctique et subarctique telles que la Bernache du Canada de la population de l'est des Prairies (*B.c. interior*; Sheaffer et al., 2004), la Bernache nonette (Owen & Black, 1989), l'Oie de Ross (*Anser rossii*; Alisauskas et al., 2006), l'Oie cendrée (*Anser anser*), l'Oie à bec court (*Anser brachyrhynchus*; Frederiksen et al., 2004), l'Oie rieuse (*A. albifrons frontalis*; Schmutz & Ely, 1999), la Petite (Cooch & Cooke, 1991) et la Grande Oie des neiges (Menu, Gauthier & Reed, 2002). Pour ces espèces, la longue migration automnale serait une cause de mortalité importante chez les juvéniles (Johnson & Castelli, 1998; Menu, Gauthier & Reed, 2005; Owen & Black, 1991). Le manque d'expérience des jeunes pourrait également augmenter leur vulnérabilité face à la chasse (Johnson & Castelli, 1998).

Chez la bernache nichant en milieu tempéré, les taux de survie annuels des juvéniles sont généralement plus élevés que ceux rencontrés en milieu arctique et subarctique. Par contre, les tendances entre les groupes d'âges sont variables. Certaines études ont démontré des taux de survie plus faibles pour les juvéniles que pour les adultes (Parkin & White-Robinson, 1985; Raveling, 1981) alors que d'autres obtiennent des taux similaires voir supérieures pour les juvéniles que pour les adultes (Castelli & Tröst, 1996; Johnson & Castelli, 1998; Sheaffer & Malecki, 1998). Les hypothèses proposées pour expliquer les taux de survie similaires se rattachent majoritairement au mode de vie plutôt urbain des bernaches nichant en milieu tempéré. La distribution dans des aires urbaines où la chasse est limitée serait un facteur qui contribuerait à diminuer la vulnérabilité à la chasse des juvéniles, comme celle des adultes qui les accompagnent (Balkcom, 2010; Huang, 2010). Les groupes familiaux restant dans des

endroits familiers au cours de la saison de chasse diminueraient également leur exposition aux chasseurs (Ball, 1981).

Lorsque les juvéniles ont une survie plus élevée que les adultes, la migration de mue effectuée par ces derniers est aussi suggérée comme un comportement pouvant expliquer la survie différentielle. Il a effectivement été observé une survie plus faible des individus migrants de mue comparativement aux individus résidents de la Bernache du Canada géante du Michigan (Luukkonen, Prince & Mykut, 2008) et de la Bernache du Canada vivant dans le Yorkshire au Royaume-Uni (Ogilvie, 1981). L'exposition à la chasse de subsistance par les autochtones dans les aires de mue nordique pourrait être un facteur expliquant ce phénomène dans le premier cas.

La migration de mue est fréquente chez les sous-adultes, soit les individus de 1 - 3 ans, non matures sexuellement et probablement non appariés. Peu d'études ont analysé leur taux de survie en raison de la difficulté de les différencier des adultes reproducteurs, une étape nécessaire si on veut estimer la survie par des analyses basées sur des retours de bagues seulement (Anderson, Burnham & White, 1985). Des valeurs plus faibles que pour celles des adultes mais supérieures ou inférieures à celles des juvéniles ont été mesurées pour ce groupe d'âge pour quelques études sur la Bernache du Canada nichant en milieu tempéré (Coluccy, 2001; Liddell, 1997 ; Parkin & White-Robinson, 1985). Chez certaines espèces nichant en milieu arctique, comme la Petite Oie des neiges, les taux de survie estimés pour ce groupe d'âge étaient similaires à celui des adultes (Cooch & Cooke, 1991).

Condition corporelle et date d'éclosion

La variabilité interindividuelle de certaines caractéristiques peut également influencer la probabilité de survie des individus. La condition corporelle avant l'envol, la masse ou encore la date d'éclosion, varient au sein d'une même cohorte et en sont des exemples. Ainsi, des relations positives entre la condition corporelle ou la masse des individus et leur probabilité de survie ont effectivement été obtenues chez la Bernache du Canada migratrice (Hill et al.,

2003), l'Oie rieuse (Schmutz & Ely, 1999) et la Bernache nonette (Owen & Black, 1989). Les grandes distances parcourues par ces oies lors de la migration entre l'aire de nidification et d'hivernage nécessitent des réserves énergétiques importantes. Une partie de la mortalité se produirait donc lors de cette migration où certains individus en plus faible condition auraient une plus grande probabilité de mourir d'inanition. Dans des endroits où la disponibilité de la nourriture diminue au cours de la saison d'élevage, la mortalité chez les jeunes peut également se produire avant l'envol pour les individus de plus faible condition corporelle (Hill et al., 2003). Une seconde hypothèse évoque une relation négative entre la condition corporelle et la probabilité d'être tué à la chasse. En effet, les individus de faible condition en augmentant leur temps d'alimentation diminueraient leur vigilance. Cette relation négative fût observée chez le canard colvert (*Anas platyrhynchos*; Hepp et al., 1986). Par contre, chez les oies des neiges il y a peu d'évidence que les individus en mauvaise condition soient plus vulnérable à la chasse. Un effet semblait être présent seulement lors de l'année de l'étude où la condition corporelle était la plus faible (Morez, Gauthier & Reed, 2000).

Dans les milieux arctiques et subarctiques, des effets densité-dépendants se font ressentir au niveau de la disponibilité de la végétation. En effet, la qualité de la végétation de même que son abondance diminuent au cours de la saison de nidification. Il en résulte une croissance plus lente ou encore une taille diminuée pour les oisons naissant plus tardivement (Lepage, Gauthier & Reed, 1998; Sedinger & Flint, 1991). De plus, la probabilité de survie est plus faible pour les juvéniles nés tardivement chez la Grande et la Petite Oie des neiges (Reed et al., 2003; Williams et al., 1993). Bien qu'il serait moins important, l'effet maternel pourrait également expliquer la croissance rapide des oisons nés tôt en saison (Cooch, 2002). Les femelles de meilleure condition et plus expérimentées nicheraient plus tôt. En plus de léguer un bon baguage génétique à leur progéniture, cette dernière serait élevée dans des aires où la nourriture serait de meilleure qualité favorisant sa croissance (Black, 2007a). L'effet de la condition corporelle ou encore de la date d'éclosion n'a pas encore été étudié chez les populations de Bernaches du Canada nichant en milieu tempéré.

Variations temporelles

Les variations stochastiques temporelles et spatiales du climat et les variations annuelles de la récolte par la chasse sont des facteurs qui augmentent l'incertitude des mesures du taux de survie. L'étude des variations interannuelles peuvent aider à déceler l'impact de ces facteurs sur la croissance des populations. Ces variations sont également un indice des changements démographiques des populations d'ansériformes en plus de suggérer par leurs variations des processus annuels spécifiques dans la mortalité des individus (Johnson & Castelli, 1998).

L'effet régulateur de la chasse sur les populations d'oies

Chez plusieurs populations d'oies où les facteurs dépendants de la densité ne semblent pas limiter les populations, l'influence de la chasse sur la survie est grande. En effet, la mortalité par la chasse serait considérée comme additive à la mortalité naturelle chez des espèces comme la Grande et la Petite Oie des neiges (Francis et al., 1992b; Gauthier et al., 2001). La chasse, en plus d'occasionner des retombées économiques importantes, se présente donc comme un outil permettant de contrôler la croissance d'une population en diminuant directement la survie, plus particulièrement celle des adultes. Toutefois, la chasse n'influence pas tous les individus de façon uniforme et l'intensité de la chasse varie également selon les régions et le temps (Calvert, Gauthier & Reed, 2005). La distribution spatiale des retours de bagues par les chasseurs peut être utilisée pour décrire la contribution relative des différentes régions à la récolte d'une population (Francis & Cooke, 1992a; Otis, 2004). Cette distribution géographique des prises permet également de connaître les mouvements annuels des individus.

Chez la Bernache du Canada, la gestion des différentes populations par la chasse est difficile puisque les trajets de migration se chevauchent. Il est difficile d'appliquer des réglementations distinctes pour différentes populations où les sous-espèces se retrouvent sur

le même territoire, puisque l'augmentation de la pression de chasse à certains endroits peut nuire à d'autres populations de bernaches plus vulnérables. C'est pourquoi une diminution significative du nombre de couples nicheurs de la population migratrice du couloir migratoire de l'Atlantique entraîna la fermeture temporaire de la chasse dans certaines régions en 1995.

Par la suite, une saison de chasse spéciale a été introduite pour contrôler la taille de la population de bernaches résidentes sans toutefois nuire à la population de la sous-espèce migratrice. Cette mesure est possible car il semble que l'arrivée des bernaches migratrices se déroule après la saison spéciale de chasse (Malecki, Batt & Sheaffer, 2001). Malgré l'ouverture de la chasse spéciale pour la Bernache du Canada de la vallée du Mississippi, la chasse régulière contribue toujours à 90 % de la récolte (Sheaffer, Kendall & Bowers, 2005). La participation limitée des chasseurs lors de cette saison spéciale diminue l'efficacité de cette mesure de gestion. Des observations similaires ont été faites pour les bernaches établies au Massachusetts (Heusmann, 1999).

Bernaches du Canada établies en milieu tempéré

Les Bernaches du Canada (*Branta canadensis*) qui se reproduisent dans la zone tempérée du continent nord-américain font partie des ansériformes qui ont connu une expansion importante (Dickson, 2000). Ces bernaches de la sous-espèce *B.c. maxima* font partie de la population dite « résidente » du couloir migratoire de l'Atlantique (Atlantic Flyway Resident Population – AFRP) (U.S. Fish and Wildlife Service [USFWS], 2010) que l'on appelle également la population de Bernaches du Canada nichant en régions tempérées de l'est du Canada (Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2009). Elles furent introduites au milieu du siècle dernier pour améliorer les opportunités de chasse ainsi que dans le but d'ajouter un aspect sauvage aux parcs et domaines du nord-est des États-Unis et du sud de l'Ontario (Adams, Lindsey & Ash, 2006; Atlantic Flyway Council [AFC], 1999; Dickson, 2000). Avec un taux de croissance annuel de 15 % entre 1990 et 1999, la population

de bernaches résidentes du couloir migratoire de l'Atlantique a par la suite continué de croître et sa taille fût estimée à 969 900 individus aux printemps 2010 (AFC, 1999; USFWS, 2010).

Les bernaches nichant en milieu tempéré passent la majorité de l'année dans leur aire de nidification située au sud du 47° de latitude (AFC, 1999). Ainsi, la plupart de ces bernaches ne migrent pas au printemps ni à l'automne mais sont majoritairement résidentes et restent dans la même région à l'année. D'autres, nichant plus au nord, font de courts déplacements vers des aires d'hivernage lorsque les habitats qu'ils utilisent commencent à geler (Johnson & Castelli, 1998). Un second type de mouvements, la migration de mue, serait très commun chez les Bernaches du Canada (Abraham, Leafloor & Rusch, 1999; Davis, 1985; Salomonsen, 1968; Zicus & Pace, 1986). Certains individus sous-adultes, non-nicheurs ou avec un échec de nidification quittent leur aire de nidification pour se diriger vers une aire de mue située habituellement plus au nord. Ainsi, l'augmentation des populations nicheuses en milieu tempéré dans l'est de l'Amérique du Nord est possiblement synonyme d'augmentation du nombre de migrants de mue vers le Nord du Québec et de l'Ontario. Ces oiseaux pourraient entrer en compétition pour la nourriture avec la sous-espèce migratrice *B.c. interior* qui niche dans ces milieux (Abraham, Leafloor & Rusch, 1999; Ankney, 1996; Cadieux et al., 2005). Les mélanges entre les migratrices et résidentes pourraient également se produire, affectant l'intégrité génétique de ces deux sous-espèces (Giroux et al., 2001).

Les désagréments causés par les bernaches aux populations humaines sont nombreux. Les bernaches peuvent endommager les récoltes en plus de créer par leurs fientes des problèmes esthétiques et sanitaires sur les pelouses, les terrains de golf et les parcs. Ce sont des oiseaux agressifs lors de la période de nidification et ils représentent donc un danger potentiel pour les humains. Elles peuvent également être source de dérangement dans les aéroports et occasionner des accidents aériens (AFC, 1999; Conover & Chasko, 1985). Par contre, la chasse de la bernache ainsi que son observation génèrent annuellement des millions de dollars en Amérique du Nord incluant le Québec (Groupe conseil Genivar Inc., 2005). Les méthodes de contrôle comme l'effarouchement, la relocalisation et la stérilisation des individus, les barrières physiques, la modification des habitats, les répulsifs chimiques et

autres sont généralement coûteuses et s'avèrent inefficaces à long terme (Hindman & Ferrigno, 1990). La Bernache du Canada est l'espèce de sauvagine la plus récoltée au Canada (Schmidt, 2003). Il va sans dire que la chasse se présente comme un outil potentiel pour réduire la taille de ces populations jugées surabondantes (Hindman & Ferrigno, 1990). Afin de réduire les problèmes associés à ces oiseaux tout en permettant de maximiser les bénéfices, un plan de gestion a été élaboré en 1999 par l'Atlantic Flyway Council (1999). Ce plan avait pour premier objectif de réduire les effectifs de bernaches résidentes du couloir migratoire de l'Atlantique de 1 121 000 à 650 000 oiseaux en 2005. Cet objectif n'a pas été atteint puisque la population oscille toujours autour du million d'individus.

Au Québec, une population de Bernaches du Canada s'est implantée il y a une vingtaine d'années dans le sud-ouest de la province, plus précisément dans la région de Varennes située à l'est de Montréal. Suite à sa découverte en 1992, cette population a connu un taux annuel de croissance de 36-46 % (Giroux et al., 2001). Par la suite, le taux de croissance a ralenti mais la croissance se poursuit toujours (J.-F. Giroux, Université du Québec à Montréal, données non publiées). La contribution relative de l'immigration et du recrutement local sur la population est inconnue. Quoique non jugée surabondante pour le moment, cette population se présente comme un modèle intéressant pour étudier les facteurs qui contrôlent la croissance des populations d'oies en région tempérée.

La population nicheuse de Bernaches du Canada dans le sud du Québec

Dans la région de Varennes, les juvéniles sont élevées autant en milieu naturel qu'anthropique (Doiron, 2006). Contrairement aux populations nordiques, la disponibilité des sites d'alimentation ne semble pas limiter la croissance avant l'envol des juvéniles et ne se présente donc pas comme un facteur limitant la population (Doiron, 2006). La distribution post-reproduction des individus se situe en grande partie dans des zones où la chasse est interdite (Beaumont, 2007). Plusieurs semaines avant l'ouverture de la saison de chasse, les individus, surtout les adultes accompagnés de juvéniles, quittent les aires d'élevage où la

chasse est permise. Ils se dirigent alors vers des aires où la réglementation municipale interdit la décharge d'armes à feu, soit sur les terrains agricoles et urbains le long des rivières des Mille-Îles et des Prairies. Ainsi, le comportement de dispersion de ces individus diminue leur susceptibilité à la chasse et réduit donc potentiellement leur risque de mortalité puisqu'ils fréquentent des environnements urbains lors de la période de chasse.

Au Québec, la saison de chasse de la Bernache du Canada couvre habituellement une période de 107 jours (Appendice A). Depuis 1996, une saison hâtive de chasse a été instaurée au Québec au début de septembre afin d'augmenter la récolte des bernaches nichant en milieu tempéré. Lors de la saison hâtive, la chasse n'est permise qu'en terres agricoles. Les effets réels de cette saison hâtive sur la récolte et la survie des bernaches restent encore inconnus pour la population du sud du Québec.

La région de Varennes est aussi une aire de mue pour des individus en provenance de l'est des États-Unis. Ces derniers s'ajoutent à la population nicheuse de la région de Varennes à partir du début de juin (Giroux et al., 2001). Le nombre total et la provenance précise de ces migrateurs de mue reste à déterminer. D'autre part, certains oiseaux nicheurs qui n'élèvent pas de famille suite à un abandon ou une perte des juvéniles quittent la région (Beaumont, 2007). La destination de ces migrateurs de mue est pour le moment inconnu mais devrait être situé plus au nord (Salomonsen, 1968). L'ampleur de ce comportement pour la population du sud du Québec reste à préciser. Les bernaches établies dans le sud du Québec sont absentes de la région en hiver, leur départ étant réparti du début d'octobre à la mi-décembre (Beaumont, 2007). Les changements climatiques pourraient toutefois favoriser leur présence tout au long de l'année dans le futur (Giroux et al., 2001).

Objectifs et prédictions

Le premier objectif de cette étude visait à documenter la distribution spatio-temporelle ainsi que la composition en âge de la récolte par la chasse. Puisque la chasse hâtive a été instaurée dans le but d'augmenter la récolte chez la Bernache du Canada établie dans le sud du Québec, une connaissance de la distribution spatiale et temporelle de la récolte au Québec permettra d'évaluer sa contribution relative.

Le second objectif consistait à évaluer l'effet de l'âge et du sexe sur la survie des Bernaches du Canada établies dans le sud du Québec ainsi que les variations interannuelles. L'âge est un facteur influençant la survie chez plusieurs espèces d'oies mais les tendances observées entre les classes d'âges varient parmi les populations de Bernaches du Canada nichant en milieu tempéré. Nous soumettons l'hypothèse que les taux de survie seront en général élevés et que les juvéniles et les jeunes d'un an auront une survie plus faible que celle des adultes.

Notre troisième objectif était d'évaluer l'effet de la condition corporelle des juvéniles juste avant l'envol, de l'âge au baguage ainsi que de la date d'éclosion sur la survie des juvéniles. Nous soumettons l'hypothèse que les juvéniles en meilleure condition ainsi que ceux nés tôt en saison auront une meilleure survie. Puisque la disponibilité de la nourriture ne semble pas limiter la croissance des juvéniles avant l'envol chez la population du sud du Québec et que les mouvements vers les aires d'hivernage sont courts, nous soumettons l'hypothèse que l'effet de ces facteurs sera moins important que chez les populations arctiques ou subarctiques.

CHAPITRE I

FACTORS INFLUENCING SURVIVAL OF CANADA GOOSE BREEDING IN SOUTHERN QUEBEC

ABSTRACT Temperate nesting Canada geese are considered a source of nuisance in many regions of eastern North America. In southern Quebec, a breeding population became established twenty years ago and has grown steadily since. Because of the long-lived nature of geese, understanding annual survival and factors affecting it are critical to the management of these populations. Our first objective was to describe the spatiotemporal distribution of the harvest of Canada geese established in southern Quebec. Our second objective was to estimate survival rates and determine how year, sex, and age affect this demographic parameter. Our last objective was to evaluate the effects of hatch date and body condition near fledging on juvenile survival. Mixed live recapture and dead recovery capture-mark-recapture analyses were conducted using data from birds banded as pre-fledged juveniles between 2003 and 2009 (n=3445). The distribution of recoveries was mainly in the surrounding of Varennes and along the east coast of USA. Juveniles were mainly recovered in Quebec and yearlings in the USA. In Quebec, the harvest during the early season represented 9 % of the total harvest. Although the difference was small, females had lower survival rate than males. Juvenile survival varied among years between 0.73 (95 % CI 0.43-0.90) and 0.90 (0.74-0.96) and was higher than for adults (0.56 [0.44-0.67] to 0.76 [0.68-0.82]) and yearlings (0.54 [0.45-0.63] to 0.73 [0.64-0.81]). A negative relationship between hatch date and juvenile survival was observed but there was no significant effect of body condition and age at banding. In addition to a short migration, the predominant use of areas that are not open to hunting by family groups in fall could explain the high survival of juveniles. The use of rural habitats where susceptibility to hunting is higher, combined with the behaviour of moult migration could explain the lower survival rates of adults not accompanied by young and yearlings. Our results may be an indication that the importance of fecundity level on the dynamic of this population is high. We argue that the importance of immigration and fecundity parameters on the growth of the population still need to better be estimated.

KEY WORDS age, *Branta canadensis maxima*, body condition, harvest distribution, hatching date, Quebec, survival, temperate-nesting Canada goose.

Introduction

Over the last decades, many animal populations have grown as a consequence of rapid urbanisation (Adams, Lindsey & Ash, 2006; Destefano & Degraaf, 2003). Human-wildlife conflicts have then rapidly emerged worldwide in urban and sub-urban areas. In North America, the Atlantic Flyway Temperate-Nesting Canada goose (*Branta canadensis maxima*) population (TNCG), also called Resident population, has grown at a rate of 15 % per year between 1990 and 1999 in the north eastern USA (Atlantic Flyway Council, 1999). Since 2000, the population size has been stabilized with an estimate of 969,900 birds in spring 2010 (U.S. Fish and Wildlife Service, 2010). Potential aircraft hazards, crop damages, and annoyance in golf courses and parks, are some of the problems generated by those geese considered a nuisance in some areas (Conover & Chasko, 1985).

Managing long-lived wildlife species requires accurate knowledge about survival throughout the different phases of an individual lifespan (Williams, Nichols & Conroy, 2002). In geese, adult survival can notably influence population growth (Coluccy, 2004; Gauthier & Brault, 1998; Rockwell, Cooch & Brault, 1997; Schmutz, Rockwell & Petersen, 1997). Hunting can then be considered an important tool to control population size, because it is often additive and thus have a direct impact on adult survival (Gauthier et al., 2001).

Factors influencing survival rates must be considered for modeling population growth and for comparing different management scenarios. Variation between years, sexes, and ages are the most common parameters considered to improve model precision. Year-specific survival rates are good indicators of potential impact of harvest and climate on population dynamics. Sex-specific behaviour can contribute to different mortality processes (Giroux & Bédard, 1986; Schmutz & Ely, 1999). However, difference in survival between gender is often non-significant in geese, because male and female are sexually monomorphic and pair members stay together throughout the year (Francis & Cooke, 1992b; Johnson & Castelli, 1998). In arctic and sub-arctic breeding goose populations, survival rates are usually lower for

juveniles than for adults (Alisauskas et al., 2006; Frederiksen et al., 2004; Owen & Black, 1989; Schmutz & Ely, 1999; Sheaffer et al., 2004). On the other hand, studies on the effect of age for TNCG have reached mixed results. Juvenile survival rates being sometimes lower (Johnson & Castelli, 1998), similar (Castelli & Trost, 1996), or higher (Coluccy, 2001; Lawrence, 1998) than those of adults. Sub-adult survival has been less investigated, but results suggest that rates are similar (Cooch & Cooke, 1991; Owen & Black, 1989) or lower (Francis et al., 1992a) than those for adults and sometimes higher (Parkin & White-Robinson, 1985) or lower (Coluccy, 2001) than those of juveniles. Age-specific effects of mortality thus seem to vary among geese populations but also within different breeding segments of the same population. High mortality of juveniles during fall migration and their vulnerability to hunting are commonly proposed for explaining the lower annual survival rate of juveniles (Francis et al., 1992b; Johnson & Castelli, 1998; Menu, Gauthier & Reed, 2005; Owen & Black, 1989). Nonetheless, use of familiar areas by juveniles led by experimented adults can reduce their vulnerability to hunting, which could explain the higher survival rates in some cases (Ball, 1981). Finally, the moult migration undertaken by a high proportion of sub-adults and failed breeders, even if usually seen as an anti-predator strategy, may increase mortality rates (Davis, 1985; Luukkonen, Prince & Mykut, 2008; Zicus, 1981).

Other individual characteristics like body condition can affect survival as demonstrated for Greater White-fronted geese (*Anser albifrons frontalis*, Schmutz & Ely, 1999) and Canada geese (*Branta canadensis interior*; Hill et al., 2003). Lower body condition can increase mortality due to hunting or during migration. It has also been demonstrated that late hatching individuals have slower growth rates (Lepage, Gauthier & Reed, 1998; Sedinger & Flint, 1991) and lower survival (Reed et al., 2003). Those relationships are resulting from a decrease in food quality and availability during the rearing period, the former being led by density-dependent effects. These variables have not been studied for any TNCG populations. However, it would be legitimate to suggest that these effects would not be as strong for geese that have shorter migratory movements and that are nesting in temperate areas where density-dependent effects are less likely to be important (Doiron, 2006).

In southern Quebec, the establishment of a breeding population of TNCG has been documented since 1992 (Giroux et al., 2001). Annual growth rate was estimated at 36-46 % between 1992 and 2000. It has slowed down since but the population is still increasing (J.-F. Giroux, Université du Québec à Montréal, unpublished data). In Quebec, a special early hunting season was implemented in 1996 to increase harvest of TNCG but the effectiveness of this measure has not yet been evaluated. This newly-established population is located at the northern end of the TNCG distribution in the Atlantic Flyway. Winters are too harsh to allow the birds to over winter at this latitude. Consequently, migratory distances to wintering area of those birds, especially for juveniles, are greater than for most other TNCG breeding populations.

In this study, our first objective was to document the spatiotemporal distribution of band recoveries of Canada geese breeding in southern Quebec. Notably, this will allow us to evaluate the relative contribution of the early harvest season to the overall harvest. Our second objective was to estimate survival rates of Canada geese established in southern Quebec as a function of sex, age and year. Because differences in migratory habits have already been suggested as a source of variation in survival (Black, 2007b; Johnson & Castelli, 1998), we predicted that survival of juvenile Canada geese in southern Quebec would be lower than for more southerly temperate-nesting populations. Our third objective was to evaluate the effects of hatch date, age at banding and body condition near fledging on juvenile survival. We predicted that survival of juveniles would be positively related to body condition and negatively related to hatch date. Besides, the overall magnitude of the effect would be less than what has been found for arctic and sub-arctic breeding geese because of the shorter migration distance and the use of anthropic habitats such as fertilized lawns during brood-rearing season (Doiron, 2006).

Study area

We conducted this study near Varennes (45°40' N, 73°27' W), located 15 km northeast of Montreal, Quebec, along the St-Lawrence River (Fig. 1). The main nesting sites are located on 4 neighbouring islands totalling 111 ha and connected by 2 permanent marshes. From 2003 to 2010, the breeding population has increased from 116 to 228 pairs (Giroux, J.-F. unpubl.data). More details about the establishment of this population and the characteristics of the study area are given by Giroux et al. (2001). Meanwhile, approximately 100 other breeding pairs have colonised nearby islands located up to 5 km downstream. Canada geese arrive in mid-March, nest in April and May and rear their young in the area before dispersing in late August to nearby areas (Beaumont, 2007). The birds leave southern Quebec in early to mid-December when most water bodies begin freezing.

In Quebec, the regular hunting season is preceded by an early season restricted to Canada geese in agricultural lands. That have lasted 13-21 d between 2003 and 2009. It usually opens on September 6 and ends with the opening of the regular season, which occurs on the third Saturday of September. The regular season closes on December 21st. The daily bag limit was established at 5 birds for both seasons but was raised to 10 geese for the early season starting in 2008. Firearm discharge is prohibited by municipal by-laws in urban portions of some municipalities bordering the St-Lawrence River and along some of its tributaries. In the United States, hunting takes place from September to February and the length of the season varies among states. An early season also occurs in September in most states.

Methods

Banding and Observations

Each spring between 2003 and 2010, nest surveys were conducted on the Varennes islands. Embryo age was estimated by flotation (Walter & Rusch, 1997) and nests were visited at least twice to establish their fate and exact hatching date. Newly-hatched goslings were marked with a unique numbered web-tag (Lepage, Gauthier & Reed, 1998).

We captured most birds from late June to early July, when moulting adults are flightless and when goslings have lost their down but are not yet full-winged. We localized goose flocks with juveniles in marshes, rivers, or along the shores on private properties, parks, and agricultural fields. Each flock was rounded up on the shores of the islands or on the mainland by boats with the help of ground crews into corral traps. Birds were classified as young of the year or adult plumage birds, sexed by cloacal examination (Hanson, 1965) and fitted with U.S. Fish & Wildlife Service aluminum leg bands. We closed all bands that had reopened on recaptured birds and replaced worn bands. Sex was also recorded for recaptured birds to confirm sexing at banding. Young of the year with web-tags were weighted (± 25 g) and their tarsus, skull, and culmen lengths measured (± 0.1 mm). We released all birds together except on a few occasions (15 of 103 catches) when 2 or 3 successive releases were necessary to reduce the time that birds were held in captivity. Average catch size was 112 birds (range = 9-314) with an average length of 80 min (range= 8-285 min) to complete the banding operation. Juveniles were always released with adults. Animal handling methods were approved by the Institutional Animal Protection Committee of the Université du Québec à Montréal (No.678).

A sample of adult plumage birds (females with brood patches or caught on their nests, birds with web tags, and randomly chosen males) also received a plastic neck collar with a unique code. We conducted detailed observations of neck-collared geese during the spring

throughout the study area to determine age at first breeding. During nest surveys, we used spotting scopes (56x) to locate neck-collared birds. At least 2 sightings of a marked bird on or near a nest were required to attribute breeding status to a bird.

Spatiotemporal Distribution of Recoveries

Recovery data were obtained from the Bird Banding Laboratory and covered the period between 2003 and 2010. Recoveries were first mapped in 10-min blocks to describe the spatial distribution of harvested birds. We also divided the hunting season into 5 periods to study the temporal distribution of the recoveries. The first period coincided with the Quebec early season followed by four 20-day periods during the regular season. We compared the proportion of birds of each age classes recovered in Quebec and USA using a chi-square test.

Estimation of Survival Probabilities

Determination of band loss.- We evaluated band loss by using a double marking techniques based on a sample of leg-banded birds that also received a neckband or had been marked with a web-tag at hatching. This overall band loss was calculated as the proportion of birds that had lost their aluminum leg band at recapture.

Survival probabilities.-We used joint analyses to maximize the precision of the parameter estimates by pooling data from live recaptures and dead band recoveries from hunters (Catchpole et al., 1998; Nasution et al., 2001). We used recapture data from July 2003 to July 2010 and recovery data from the start of the early hunting season in September 2003 up to the end of the regular hunting season in 2009, including January and February 2010. We used Burnham's model to estimate true survival probability (S), recapture probability (p), recovery probability (r), and fidelity probability (F) with program MARK 6.1 (White and Burnham 1999).

We established 3 age classes: juveniles (a_0), yearlings (a_1) and adults (a_{2+}). In some cases, yearlings were not separable from adults and we included them in the adults age classes (a_{1+}). Of 231 known-aged neck-collared birds observed on a nest for the first time in the Varennes area, none were of 1-year old, 29 and 36 % were 2- and 3-year old, respectively, whereas all other birds were older. We thus feel justified to establish our yearlings class (a_1) knowing that our adult's class (a_{2+}) included some non-breeders (sub-adults) and breeders.

True survival (S_i) was the probability of survival from time (i) to ($i+1$) and could be estimated for juveniles, yearlings, and adults when using data from birds initially banded as juveniles. Birds banded that were eventually fitted with a neck-collar, including those banded as juveniles, were excluded from these analyses. The recapture probability (p) was the probability of capture given that an individual is alive and located in the sampling area; it could only be estimated for yearlings and adults (a_{2+}) since birds could only be recaptured one year or more after banding. Recovery probability (r) was conditional upon death and was the probability at time (i) that hunting is the cause of death and that the band is reported by a hunter during this period. The fidelity probability (F) is the probability that if an individual is alive and in the sampling area at time (i), it has not permanently emigrated and is still in the sampling area at time ($i+1$). The time intervals represented the period between the capture dates in July (i) to next July ($i+1$). Parameter for recovery probabilities in 2010 was fixed at zero. All survival probabilities were identifiable except for 2010 which was confounded with the last recovery probability in a time-dependent model. We assessed goodness-of-fit of our general model by estimating the variance inflation factor ($c\text{-hat}$). We performed bootstrap simulations ($n=1000$) in MARK to obtain a simulated deviance and divided the observed deviance on the simulated deviance to obtain $c\text{-hat}$. We used quasi Akaike's Information Criterion corrected for overdispersion (QAICc) to account for small sample size.

The general model considered full interactions between the 3 age classes (juveniles, yearlings, and adults), year (2003-2009) and sex for survival probabilities, 2 age classes (yearlings, adults) and year (2004-2010) for recapture probabilities, 2 age classes (juveniles,

adults [a_{1+}]) and year (2003-2010) for recovery probabilities, and the full interactions between 3 age classes (juveniles, yearlings, and adults) and sex for fidelity. We built a set of models that included variables that we considered biologically meaningful. We then fitted the set of reduced models from which some of the variables were deleted. We modeled parameters sequentially (p , r , F , S) and compared QAIC_c values to select the most parsimonious of the 25 model. Models differing by less than $2 \Delta \text{QAIC}_c$ were considered to be equivalent. Because many model competed for the first place with less than $2 \Delta \text{QAIC}_c$, we used model averaging for this parameter.

Effect of Body Condition and Hatching Date on Survival

Relative hatching date of web-tagged goslings was determined by computing the number of days between the nest hatching date and the median hatching dates of each cohort. We used body mass adjusted by a structural body size index to estimate individual condition (Johnson et al., 1985; Moser & Rusch, 1988). The first principal component of the correlation between tarsus, culmen, and skull lengths was used as a structural size index (PCA, JumpIN5). We corrected mass and structural body size index for age at banding because we observed large age difference among juveniles (mean = 49 ± 8 d.; range=16-69 d.) due to asynchronous hatching. Analysis of covariance showed that relationships between age and mass or structural index were significantly different among years ($P \leq 0.001$) and sex ($P \leq 0.001$). We thus computed 14 linear regressions between age and mass or structural body index for each year and sex to standardize mass and structural body size index for an age of 45 d. We tested whether logarithmic relationship would fit better these growth parameters but the models' R^2 were higher when using linear regressions in 13 cases. Body condition was the residual value of the regressions of body mass on structural body index for each sex and cohort. We were interested in examining the relationship between juvenile survival and body condition independently from hatching date as well as the relationship between the age at time of banding and survival, to evaluate the possible effect of our manipulation on juvenile survival. Age at time of banding was calculated as the number of days between hatching date and the date of banding. Because we used a sub-sample of birds in this analysis, we rebuild a

set of models using the same general model with full interaction. Model selection was done as described before. We thus constructed models adding each covariable to juvenile survival to the best-approximating models without covariables. We used the logit link to plot the actual estimate of survival probabilities as a function of the covariables that had an effect on juvenile survival.

Results

Banding

From 2003 to 2009, we captured and banded 3445 juvenile geese (1754 males and 1691 females) including 1637 birds with web-tags. From 2004 to 2010, we recaptured 346 birds at least once, for a total of 481 recaptures. Hunters reported 726 harvested birds between the fall 2003 and 2010 (Table 1) including 367 birds that had been marked with web-tags (Table 2).

Spatiotemporal Distribution of Recoveries

Eighty-one percent of all the dead recoveries were from Quebec, and one third of those were in the same 10-min block as the banding location. Only 3 % of the recoveries occurred in other provinces (Ontario [n=16] and Prince Edwards Island [n=1]) whereas 16 % were recovered in USA with 40 % of these bands from New York, 15 % from Vermont and the rest from New Jersey, Maryland, and Pennsylvania (Fig.1). Globally, recovery distribution was concentrated in two sectors: the surroundings of Varennes in southern Quebec and along the east coast of USA between Rhode Island and Maryland. In New York, birds were either harvested in the upper portion of the state near the Canadian border, in the central portion, and on Long Island. The first quartile of distance encountered between the banding and the recovery location, excluding recoveries within the 10-min block where banding took place,

was 17 km, the median 30 km, the third quartile 154 km, with a maximum distance of 1020 km.

In Quebec, 9 % of recoveries occurred during the first 20-day period (early season), 56 % in the second (opening of the regular season), 21 % in the third, 8 % in the fourth and 6 % in the last. In USA, 40 % of the recoveries occurred between September and November while 60 % of the banded birds were harvested between December and February.

The proportion of birds harvested by 3 age classes varied significantly between Quebec and USA ($X^2=17.67$, $df=2$, $P=0.0001$). A greater proportion of birds recovered in Quebec were juveniles while yearlings represented a greater proportion of the harvest in USA. Adults accounted for a lower proportion of recoveries in both locations (Fig.2). Moreover, the majority of adults recovered were 2-yr old birds (63 % of 184).

Band loss

We noted band loss for only 1.4 % (13 females, 12 males) of the double marked birds recaptured at least once ($n=1721$) and replaced a total of 6 worn bands (1.7 %). Nevertheless, we consider that our procedures of closing bands that began to open and replacing those that became worn on recaptured birds minimized band loss in our study. We thus felt justified to consider leg bands as a permanent marker and to not apply any correction factors. Consequently, we consider leg-band as permanent markers for our survival analysis and did not correct for potential band loss.

Effects of Age and Sex on Survival

The general model fit the data well (c-hat of 1.4, p-value < 0.005). The best approximating model indicated that survival probability varied among years, sexes, and 3 age classes (Table 3). However, there was uncertainty surrounding the gender effect as the 2nd best model,

which constrained survival to be equal between sexes, also had good support ($\Delta\text{QAIC}_c=1.33$). Females had lower survival probabilities than males but differences were small when estimates were model-averaged. Yearling and adult survival was lowest in 2006, while juvenile survival was lowest in 2003. Higher survival estimates were observed in 2004 and towards the end of the study in 2008 and 2009 (Fig. 3). Mean annual survival estimates of juveniles was 0.78 (95 % CI 0.54-0.91) and varied from 0.73 (0.43-0.90) to 0.90 (0.74-0.96). Juvenile survival was higher than for adults survival (0.69 [95 % CI 0.61 to 0.69]), which ranged from 0.56 (0.44-0.67) to 0.76 (0.68-0.82) among years (Fig. 3). Yearlings had the lowest survival (0.63 [95 % CI 0.57 to 0.68]), but the difference with adult survival was small. Yearling survival varied annually between 0.54 (0.45-0.63) and 0.73 (0.64-0.81).

Annual recapture probabilities varied between 2 age classes and years and were always lower for yearlings than for adults. They varied between 0.13 (95 % CI, 0.21-0.46) and 0.37 (0.22-0.55) for yearlings and between 0.29 (0.20-0.41) and 0.56 (0.44-0.67) for adults but no clear trend could be detected. Recovery probabilities were constant and varied between 2 age classes with 0.54 (0.17-0.88) for juveniles and 0.33 (0.26-0.41) for adults and yearlings. Fidelity probabilities varied among sexes and age classes. Juvenile fidelity probabilities (for the period between the initial banding and the following summer when they return as yearlings) were estimated at 0.40 (0.28-0.52) for males and 0.30 (0.20-0.42) for females, respectively. Similar differences were observed for yearlings (M: 0.65 [0.45-0.81]; F: 0.55 [0.35-0.75]) but not for adults (0.99 [0.99-1.00] for both sexes).

Effect of Body Condition and Hatching Date on Survival

We used the first principal component, which explained 84.2 % of the variation in the correlation between tarsus, culmen, and skull length of juveniles marked with web tags (first eigenvalue = 2.52), as the body size index to estimate body condition.

The general model fit the data well (c-hat of 1.3, p-value < 0.005). The best approximating model included an effect of hatching date on juvenile survival (Table 4). Weight of evidence supporting this model was 2.2 times greater than the model without covariables, 4.1 times greater than the model that included an effect of age at banding and 18.5 times greater than the model that included body condition on juvenile survival. Juvenile survival was negatively correlated with hatch date ($\beta = -0.05$ [-0.09- -0.01]) and those hatching at the median date had a survival of 0.68 ± 0.03 (Fig. 4).

Discussion

Recoveries of bands from hunter-shot Canada geese breeding in southern Quebec occurred mostly in the province during the first 20 days of the regular hunting season and shifted to more southerly locations as the season progressed. Only 9 % of the recoveries occurred during the early hunting season in Quebec. Our results indicate that annual survival varied among 3 age classes with juveniles having the highest rate followed by adults, and yearlings. Those finding are consistent with other studies on TNCG (Balkcom, 2010; Johnson & Castelli, 1998; Lawrence, 1998). Survival rates of females were slightly lower than for males while the observed annual variation did not show any particular trend between 2003 and 2009. We did not observe an effect of body condition and age at banding on juvenile survival but found a negative effect of hatching date as observed for other goose populations breeding at more northern latitudes (Reed et al., 2003; Van Der Jeugd et al., 2009). However, this is the first time that hatching date effect is found for a temperate nesting Canada goose population.

Movement and survival probability

Johnson and Castelli (1998) observed that eastern populations of TNCG in the Atlantic Flyway were largely resident, with more than 50 % of recoveries occurring within the same 10-min block where banding took place. While some resident birds are staying in the same

area all year long, others, mainly in northern states, are forced to migrate to nearby coastal areas when inland water bodies freeze (Conover & Chasko, 1985). Canada geese breeding in southern Quebec need to migrate south because of the harsh winter at this latitude. Most recoveries occurred in southern Quebec but only one third came from near the banding area. The decrease in recoveries observed in Quebec throughout the fall indicates mass departure of birds during the hunting season. This had been previously observed by Beaumont (2007) who reported that radio-marked birds left the area between October 9 and December 19, with a median date of December 3. Recovery distribution in December and January indicated that many birds completed a migration of at least 500 km to wintering areas along the USA eastern coast, with some concentrations on Long Island, NY. This confirms our contention that Canada geese breeding in southern Quebec undertake a longer migration than most other TNCG breeding populations as a consequence of their more northerly breeding grounds.

Various costs are associated with longer distance migration including time, energy, and mortality (Alerstam, Hedenström & Åkesson, 2003). Consequently, Black, Prop and Larsson (2007b) hypothesized that the higher survival rate observed for the temperate segment of the high-arctic breeding Barnacle goose (*Branta leucopsis*) was explained by the shorter distance of their migration. For TNCG, Johnson and Castelli (1998) also argued that shorter migration distances can explain in part the higher survival rates of eastern Canada geese compared to their western congeners. On the other hand, Gauthier et al. (2001) concluded that migration did not affect survival of adult greater snow geese (*Anser caerulescens atlantica*) although it negatively affected juvenile survival (Menu, Gauthier & Reed, 2005). In southern Quebec, even if juvenile Canada geese undertake a longer fall migration than most other TNCG populations, their survival rates (0.78 [0.54-0.91]) were similar than those of other segments of the temperate nesting population (0.74-0.76; Johnson & Castelli, 1998). Survival rates of juveniles in southern Quebec were also comparable to those estimated for TNCG breeding in Missouri (0.81, Coluccy, 2001) and Illinois (0.82, Lawrence, 1998) where birds are mainly resident. These results suggest that distance of travelled during migration may not affect the segments of TNCG populations differentially.

Our survival estimate for yearlings (0.63 [0.57-0.68]) was quite similar to that of 0.65 found by Lawrence (1998) and Coluccy (2001), whereas our survival estimate for adults was, 10 % lower. In all these studies, the adult age groups also included a proportion of non-breeders, and failed breeders. With a preponderance of 2-yr old birds in our adult recoveries, it is likely that many sub-adults and adults not accompanied by young correspond to the adult birds killed by hunters. In southern Quebec, Beaumont (2007) observed that females that have abandoned or lost their brood were more often located in areas where hunting was allowed than females with broods. Moreover, our adult survival estimates were similar to the rates reported for TNCG that spent the fall in rural habitats in Georgia (Balkcom, 2010) and Connecticut (Huang, 2010). These 2 studies have shown lower survival rates for juveniles and adults that used rural habitats as opposed to birds using urban habitats where hunting was not allowed. The spatial distribution of non-breeding or failed breeding adults and yearlings during fall can thus contribute to increase their susceptibility to hunting and decrease their survival rates. On the other hand, the recovery of a few bands north of our banding location confirms the occurrence of a moult migration by Canada geese breeding in southern Quebec. This behaviour has been recognized to increase mortality of Canada geese and can also explain the lower survival rates of adults and yearlings compared to those of juveniles (Luukkonen, Prince & Mykut, 2008). Subsistence harvest in molting areas in northern Quebec can increase geese mortality without increasing recoveries rate because band are not return by Crees (J. Rodrigue, pers.obs.). Finally, yearlings were relatively more represented in the recoveries in USA and this can indicate that movements and distribution during hunting season of younger adults may be different than for successful breeding adults with juveniles.

We conclude that if the majority of family groups are predominantly using areas where there is no hunting, the vulnerability of juveniles and their accompanying adults should be reduced and result in higher survival. It is also reasonable to think that if adults accompanying juveniles have high survival rates, then survival of other adult birds should be much lower in order to end up with an average rate of 69 %. Also, we cannot exclude the fact that because we used leg banded birds only, our sample of adult birds does not include females tagged with neck collars when caught on their nests or during mass drive when a large proportion of

females with brood patch are fitted with a collar. This may artificially increase the proportion of non-breeders in our sample, thus reducing the overall survival rate of adults.

Body condition and hatching date

In addition to higher susceptibility to hunting, natural mortality by starvation before or during the migration has been related to lower body condition or body mass of juvenile Barnacle geese and Canada geese breeding in the Arctic (*B.c. interior*) (Hill et al., 2003; Owen & Black, 1989). Such a relationship has even been observed for Emperor geese (*Chen canagicus*), an arctic breeding species that completes relatively short migrations of 600-750 km (Schmutz, 1993). However, Morez et al. (2000) concluded that there was no strong evidence for a condition vulnerability bias to hunting for Greater snow geese but that a bias might occur when the overall condition of the birds is poor in a given year. We failed to find a relationship between body condition estimated at the time of banding and subsequent survival of juveniles in southern Quebec. Their use of urban and sub-urban habitats during the hunting season surely lessened the potential effect of a lower body condition to hunting vulnerability during the early part of the season. We also think that the abundance of anthropic and natural habitats used during brood-rearing by Canada geese breeding in southern Quebec is unlikely to limit the growth rate of goslings. This may reduce variation in body condition and allow most juveniles to reach a sufficient body condition. Combined to shorter migration distance than arctic and sub-arctic goose populations, those factors are thus probably limiting the importance of this factor on survival.

Decline in food quality during brood rearing as observed in arctic and sub-arctic ecosystems (Sedinger & Raveling, 1986) is less likely in our study area because many birds forage on anthropic habitats such as lawns in parks or private properties (Doiron, 2006). Nevertheless, our study did confirm a small relationship between hatching date and juvenile survival for a temperate nesting population of Canada geese. As we had proposed, the magnitude of the relationship ($\beta = -0.05$) was much lower than what had been found for the arctic breeding greater snow geese ($\beta = -1.09$; Reed et al., 2003), the arctic-nesting segment

of the barnacle geese population ($\beta = -9.90$) and the Baltic segment ($\beta = -0.73$) of the barnacle geese population (Van Der Jeugd et al., 2009). In southern Quebec, Doiron (2006) found a positive relationship between juvenile body condition and hatching date. The lack of a relationship between body condition and survival indicates that we can reject the advantage of an early hatching date that enhances juvenile growth through a maternal effect (Larsson & Forslund, 1992) and food availability (Cooch et al., 1991). It is possible that manipulation during banding operation affected the survival probabilities of the younger juveniles. This has been suggested by Menu, Gauthier et Reed (2001) for juveniles Greater snow geese banded when 34-d old or younger. At time of banding, the mean age of gosling was 48-d with only 4 % of them being less than 34-d old. We can discard the potential effect of the capture on subsequent survival of juveniles because we failed to find a relationship between age at banding and juvenile survival. Besides, because early-hatching birds are the first to fledge (Cooke, Findlay & Rockwell, 1984), they have more time before the opening of the hunting season and the fall migration, which could confer them an advantage for their survival and explain our result. Finally, differential movements by early and late hatched birds may lead to different exposure to hunting.

Fidelity rates

Differences in fidelity rates between age classes indicate that dispersion of birds is higher during the first year of life and persists during the second year. Adults show near complete fidelity to the breeding area. Yearlings can come back to their natal area to gather information about competition and distribution of local resources, which has been referred to as the prospecting hypothesis (Boulinier et al., 1996). Thus, some of those birds disperse after their second summer, as we observed during our study. Pair-bond between birds from different breeding segments formed during spring migration or in wintering areas can also explain the dispersion of juveniles and yearlings (Greenwood, 1980). According to James and Frementz (2005) the majority of resident Canada geese in Missouri disperse less than 48 km. We thus think that birds breeding in the Varennes are dispersing to other nearby areas that may not be visited during the banding operations, although the number of birds caught has increased over

the years. Male and female fidelity rates were quite similar, which does not support the theory of male-bias dispersion in geese (Greenwood, 1980). Because banding occurred during the brood-rearing period, the fidelity rate that we estimated represents fidelity to brood-rearing site and not, to nesting sites. Our results are thus more in accordance with those on greater snow geese which indicate a non-negligible fidelity to brood-rearing site of males (Lecomte et al., 2009). Beside, in this study fidelity of males is lower than for females.

Population dynamics

Population growth of long-lived species like geese is mainly influenced by adult survival (Gauthier & Brault, 1998; Rockwell, Cooch & Brault, 1997). Based on the Atlantic Flyway Council (1999) and Coluccy (2004), resident populations of Canada geese with adult survival lower than 72-74 % should be slowly declining. This does not seem to happen for the southern Quebec population, because despite an adult survival rate of 69 %, the breeding population is still increasing (J.-F. Giroux, unpubl. Data). This may be an indication that the importance of fecundity level on the dynamic of this population is high. Alternatively, we cannot discard the importance of immigration, which needs to be better estimated and the fact that nesting success and clutch size are generally high in southern Quebec (J.-F. Giroux, unpubl. Data). The importance of those parameters on population growth still needs to be estimated. The continuous growth of the southern Quebec goose population, currently restricted to an area within 20-30 km to Varennes, will probably contribute to the spread of the population all along the St-Lawrence River. Although nuisance problems caused by Canada geese are still limited in southern Quebec (J. Rodrigue, personal. comm.), the number of complaints, especially on golf courses, are increasing and should continue to increase in conjunction with the population growth and colonization of new areas.

Management Implications

If the breeding population of Canada geese in southern Quebec continues to increase and expands at its current rates, management will need to focus on flocks distributed in areas that are not currently open to hunting. Furthermore, the small percentage of recoveries during the early hunting season in Quebec suggests that this measure is not yet fully efficient. Because the early season is restricted to agricultural lands at a time when corn fields have not been yet harvested and are thus not very attractive to geese, this considerably limits the potential of this measure. Allowing hunting in all potential habitats including those along the St-Lawrence River could improve hunting success and increase the harvest of Canada geese in Quebec. Although it might be socially difficult to promote hunting activities, especially in urban settings, an information campaign explaining the potential nuisance problems associated with Canada geese could be concurrently developed to encourage hunters in participating to the early hunting season. Highly control hunt should also be proposed to allow hunting in specific sub-urban areas during limited time periods to increase harvest.

Table 1: Live recapture (a), and dead recovery (b) data of Canada geese banded as juveniles including web tagged birds in southern Quebec, 2003-2010.

a)Banding									
year	Releases*	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
2003	247	26	7	5	2	3	0	0	43
2004	443		54	9	2	1	3	2	71
2005	390			23	36	3	2	0	64
2006	557				58	10	9	9	86
2007	606					44	24	14	82
2008	637						52	15	67
2009	938							68	68
b)Banding									
year	Release	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Total
2003	247	35	17	9	6	2	1	0	70
2004	417		28	48	33	14	3	2	128
2005	329			25	36	19	3	6	89
2006	520				66	50	21	13	150
2007	508					62	54	27	143
2008	576						34	45	79
2009	848							67	67

*Birds already banded and recaptured in a year were added to the newly banded birds in the release column of live recaptures.

Table 2: Direct live recapture (a), and dead recovery (b) data of web-tagged Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003-2010.

a)Banding									
year	Release*	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
2003	93	8	2	3	1	1	0	0	15
2004	206		32	2	1	1	1	0	37
2005	184			5	9	1	1	0	16
2006	226				9	0	0	2	11
2007	277					4	4	0	8
2008	305						2	1	3
2009	433							5	5
b)Banding									
year	Release	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Total
2003	93	14	5	4	0	2	1	0	26
2004	198		7	26	13	9	2	0	57
2005	150			15	20	13	1	3	52
2006	216				30	28	9	3	70
2007	257					40	30	17	87
2008	298						20	32	52
2009	425							23	23

*Birds already banded and recaptured in a year were added to the newly banded birds in the release column of live recaptures.

Table 3: Model selection of survival of Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003-2009. Only top models are presented. The + between variables indicates an additive effect; the * denotes an interaction; QAICc was adjusted for \hat{c} of 1.4.

Model	Δ QAIC _c	QAIC _c weight	K	QDeviance
S(a ₀ , a ₁ , a ₂₊) + sex + year	0.00	0.53	25	320.70
S(a ₀ , a ₁ , a ₂₊) + year	1.33	0.27	24	324.06
S(a ₀ , a ₁₊) + sex + year	2.42	0.16	24	325.15
S(a ₀ , a ₁₊) + year	6.30	0.02	23	331.06
S(a ₀ , a ₁₊) * year	8.04	0.01	29	320.63
S(a ₀ , a ₁ , a ₂₊) * year	8.86	0.01	35	309.25

Table 4: Model selection of the effect of hatching date, age at banding and body condition at fledging on first-year survival of Canada geese banded as juveniles and marked with a web-tag in southern Quebec, 2003-2009. QAICc was adjusted for \hat{c} of 1.3. Hatching date is relative to the annual median hatching date while the condition represents the residual of an age-adjusted relationship between body mass and a structural index derived from a principal component based on tarsus, culmen, and head lengths.

Model	Δ QAIC _c	QAIC _c weight	K	QDeviance
$S(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{time/effect of hatching date on } a_0$	0.00	0.55	23	2426.97
$S(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{time}$	1.61	0.25	22	2430.64
$S(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{time/ effect of age at banding on } a_0$	2.80	0.13	23	2429.78
$S(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{time/ effect of body condition on } a_0$	5.52	0.03	23	2430.43
$S(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{time} + \text{sex}$	7.43	0.01	23	2432.36

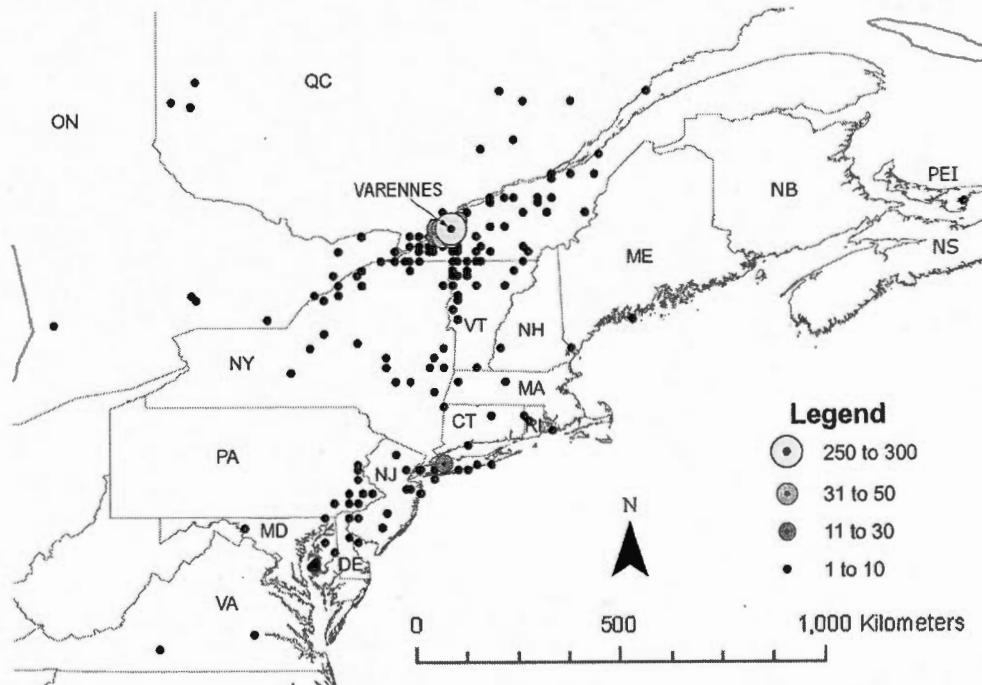


Figure 1: Distribution of recoveries per 10-min block of Canada geese banded as juveniles near Varennes in southern Quebec, 2003-2009.

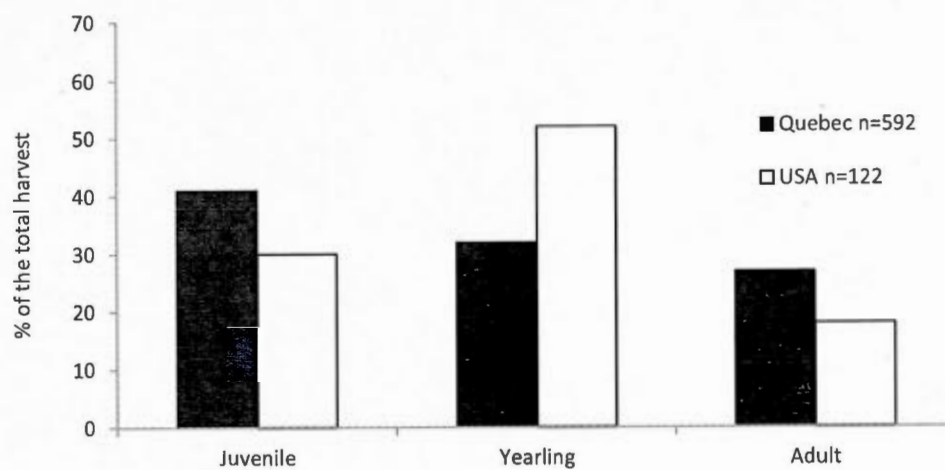


Figure 2: Proportion of juvenile, yearling, and adult Canada geese harvested in Quebec and USA based on band recoveries of juveniles marked in southern Quebec, 2003-2009.

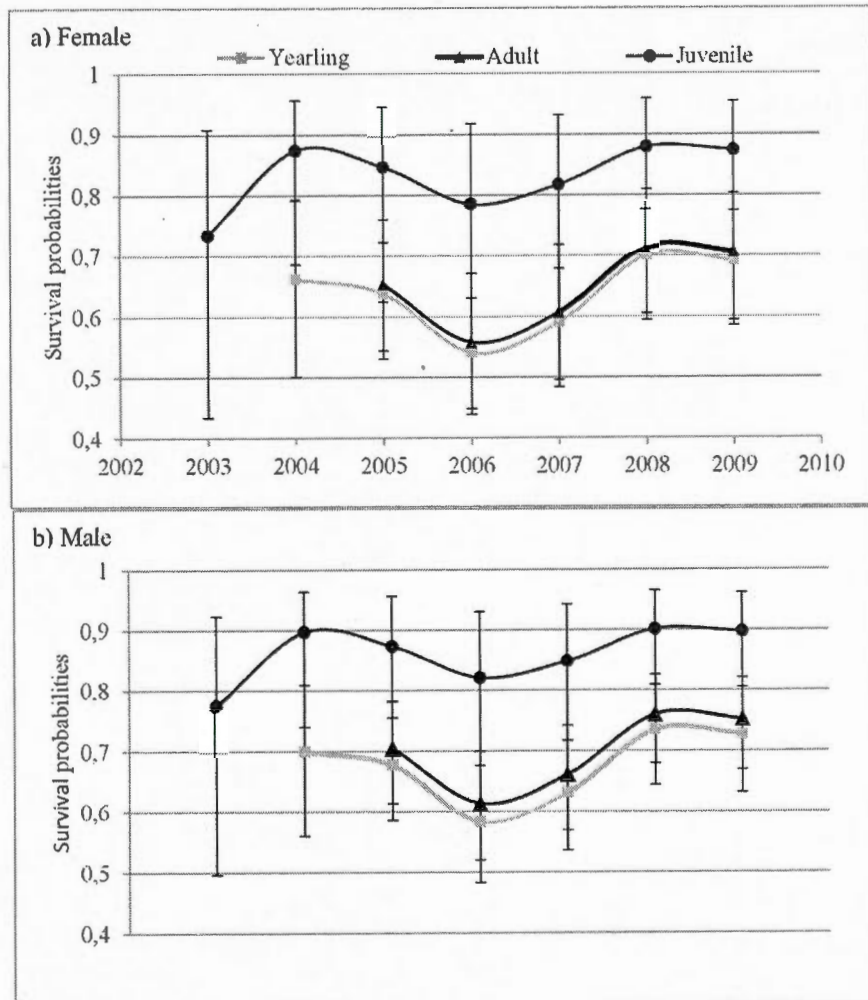


Figure 3: Model averaged estimates ($\pm 95\%$ CI) of female a) and male b) survival probability for 3 age classes with additive effect of sex and time for Canada geese banded as juveniles in southern Quebec, 2003- 2009 .

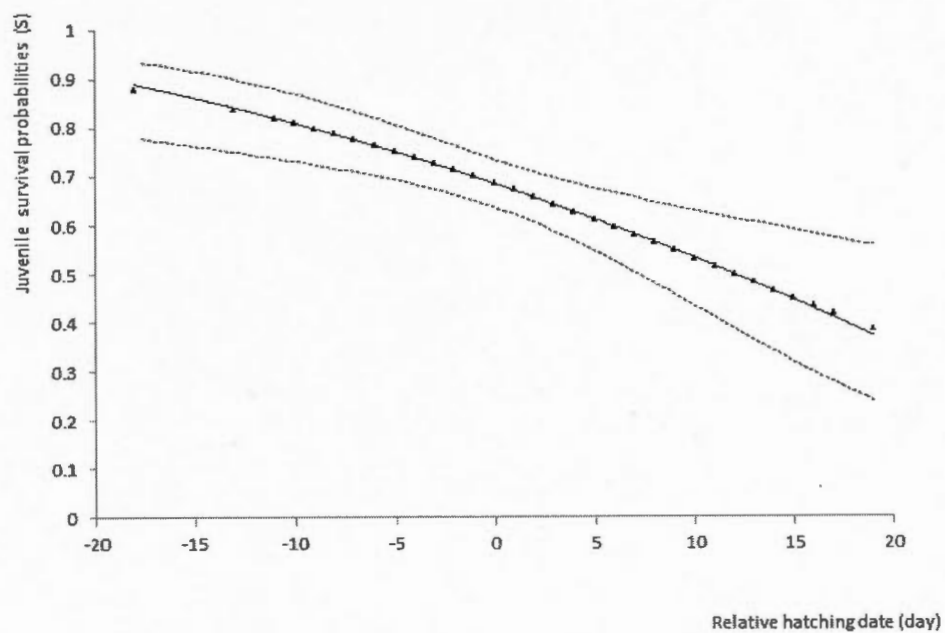


Figure 4: Survival probabilities ($\pm 95\%$ CI) of juvenile Canada geese in relation to their relative hatching date (day) in southern Quebec, 2003-2009. Relative hatching date was defined as the number of days from the median hatching date of each cohort.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Chez les populations d'oies et de bernaches étudiées, la survie des adultes est le paramètre qui influence le plus la croissance des populations (Coluccy, 2004; Rockwell, Cooch & Brault, 1997; Schmutz, Rockwell & Petersen, 1997). Nous avons donc voulu en premier lieu quantifier ce paramètre en plus de déterminer les facteurs l'influençant. Nous avons déterminé que les Bernaches du Canada établies dans le sud du Québec présentent des taux de survie différents selon trois classes d'âge, soit juvéniles, jeunes d'un an et adultes. Les juvéniles ont des taux de survie élevés comparativement à ceux des adultes et jeunes d'un an. Bien que la différence soit légère, en générale les femelles ont un taux de survie plus faible que les mâles. Des variations annuelles dans la survie sont aussi observables, mais les causes de ces variations restent à préciser. Une étude portant sur un plus grand nombre d'années permettrait d'explorer les effets des conditions climatiques, de la pression de la chasse, etc.

Les taux de survie obtenus pour les adultes établis à Varennes sont similaires à ceux rencontrés dans des populations de bernaches vivant plutôt en milieu rural qu'urbain (Balkcom, 2010). Pourtant, il a été suggéré par le suivi télémétrique de femelles lors de la période post-reproductive, que la majorité des individus nicheurs du sud du Québec utilisent des zones correspondant à des refuges pour ainsi se soustraire à la pression de chasse (Beaumont, 2007). Les taux de survie observés pour les adultes de Varennes devraient résulter en un léger déclin de la population si on se fie aux conclusions de l'Atlantic Flyway Council (1999) et de Coluccy (2004). Par contre, ce n'est pas ce que nous observons dans le sud du Québec où la population continue de croître et de s'étendre le long du Fleuve. Nous croyons que le taux de fécondité pourrait avoir une importance plus grande dans la dynamique de la population que ce qui a été rapporté auparavant. Nous croyons également que la survie annuelle des adultes établis dans la région de Varennes en milieu urbain serait possiblement plus élevée que ce que nous avons estimé. Il serait donc pertinent pour avoir un portrait plus complet de la dynamique de cette population d'estimer séparément les taux de

survie des oiseaux nicheurs et non-nicheurs et plus particulièrement de ceux qui élèvent des jeunes et ceux qui ne le font pas. On pourrait s'attendre à ce que les oiseaux distribués en milieu urbain avec des jeunes aient des taux de survie plus élevés que ceux qui ne sont pas accompagnés de jeunes et qui vivent en milieu rural où la chasse est permise. Des analyses à partir des oiseaux porteurs de colliers qui sont observés sur les sites de nidification et d'élevage permettraient d'approfondir cette question.

Les paramètres de fécondité mesurés à Varennes incluent un succès de nidification autour de 80 % et une taille de ponte d'environ 6 œufs (J.-F. Giroux, données non publiées). Ce succès reproducteur élevé est possiblement associé à l'utilisation d'îles où la prédation et le dérangement sont moins importants que sur la terre ferme (Gosser & Conover, 1999). La disponibilité non limitée des sites d'alimentation porte aussi à croire que la survie des oisons est élevée dans le sud du Québec. De plus, les comportements d'élevage qui y ont été observés, notamment l'adoption des jeunes, pourraient contribuer à diminuer la vulnérabilité des oisons aux prédateurs (Doiron, 2006). L'importance de l'immigration est un phénomène qui reste encore à préciser. La région de Varennes est une aire de mue pour des individus en provenance de l'est des États-Unis, ces derniers s'ajoutent à la population nicheuse de la région de Varennes à partir du début de juin (Giroux et al., 2001). Il serait important d'estimer leur nombre ainsi que leur survie. On ignore s'il y a des échanges entre les segments de la population de la voie migratoire de l'Atlantique. Si des individus en provenance des États-Unis s'ajoutent à la population nicheuse du sud du Québec, cela pourrait avoir un impact sur la croissance de la population. De plus, nos résultats sur les taux de fidélité à l'aire d'élevage, particulièrement des juvéniles, nous indiquent qu'une proportion importante des jeunes élevés à Varennes choisissent, lorsqu'ils ont 1 an ou plus, de se disperser en dehors de notre aire d'étude lors de la période de baguage. Ceci suggère un étalement possible de la population, qui pourrait se produire dans les environs. Ainsi, même si les problèmes avec les populations humaines locales sont encore peu importants, il faut considérer que ces individus qui colonisent des environnements nouveaux pourraient contribuer à l'expansion des problèmes partout dans la région urbaine de Montréal.

La survie des juvéniles n'était pas affectée par leur condition corporelle et l'âge au baguage, mais l'était par leur date d'éclosion. Ainsi, les individus nés plus tôt dans la saison de nidification avaient une survie plus élevée. Par contre, l'effet de cette variable est plus faible qu'en milieu arctique ce qui indique que les facteurs qui agissent sur cette relation en milieu tempéré sont possiblement moins importants qu'en milieu arctique ou subarctique. Comme l'effet sur la survie des juvéniles est moins fort, la pression de sélection pour synchroniser les dates d'éclosion paraît également moins importante, ce qui expliquerait la saison de nidification étendue sur 40 jours dans le sud du Québec comparativement à un maximum d'une dizaine de jours pour les Grandes oies des neiges à l'Île Bylot (Reed et al., 2003)

Les bernaches établies dans le sud du Québec sont principalement récoltées à l'ouverture de la saison de chasse régulière dans la région de Varennes et dans le sud de la province. Nous avons démontré que la saison de chasse hâtive contribue peu à la récolte des bernaches au Québec (9%). Par contre, il faudrait une étude plus approfondie portant sur la participation des chasseurs pour déterminer l'effet réel de cette mesure. Il serait alors possible de vérifier si les chasseurs ont peu de succès durant cette période, ou si c'est simplement leur faible nombre et/ou leur participation limitée qui expliquent ces résultats. Nous pouvons tout de même penser que la première explication serait appropriée. En effet, la chasse hâtive se déroule seulement en terres agricoles à un moment où la récolte du maïs n'a pas encore débutée. Les terres agricoles sont donc moins fréquentées par les bernaches au moment de cette chasse hâtive. La distribution spatiale de la récolte a permis de savoir dans quels états américains sont récoltées les bernaches nées dans le sud du Québec. Cette information est particulièrement utile pour évaluer l'effet potentiel de certaines mesures comme la mise en place d'une saison de chasse expérimentale tardive dans la région de Long Island dans l'état de New York (U.S. Fish and Wildlife Service, 2011).

Puisque les bernaches du sud du Québec quittent la région lors du gel des eaux, on peut s'attendre à ce que le réchauffement climatique favorise leur présence tout au long de l'hiver dans nos régions (Giroux et al., 2001). Selon nos résultats, la migration ne semble pas représenter un coût important pour les individus établis dans le sud du Québec. L'impact sur la population de l'adoption d'un comportement plutôt résident pourrait donc être faible. Par contre, la présence de ces oiseaux toute l'année à nos latitudes pourrait augmenter l'intensité des conflits avec les populations humaines avoisinantes. Les plaintes au Québec proviennent surtout des gestionnaires de terrains de golf qui ont des problèmes avec les bernaches qui nichent sur leur terrain. Lors de la nidification, les oiseaux peuvent être agressifs et être une source de dérangements pour le public qui fréquente ces lieux. Un important coût est également généré par l'enlèvement des fèces sur les verts des terrains de golf.

La croissance importante des bernaches nichant en milieu tempéré fait l'objet de nombreuses discussions partout en Amérique de Nord. Dans le cas où l'augmentation de la population entraîne des conflits avec les populations humaines, une réduction de la survie des femelles adultes se présente comme la meilleure solution pour diminuer la croissance d'une population. La récolte de femelles au nid pourrait se présenter comme une solution socialement acceptable considérant qu'il faudrait récolter moins d'individus pour diminuer la croissance de la population, mais à condition de bien convaincre les citoyens de son efficacité et de sa nécessité (Coluccy et al., 2001). Cette méthode pourrait être réalisable dans les îles de Varennes où les individus seraient facilement capturables mais devrait être préalablement évaluée avant de l'adopter à grande échelle. Dans le sud du Québec, l'efficacité de méthodes alternatives à la chasse, soit l'arrosage des œufs à l'huile minérale ainsi que la destruction des nids est en cours d'évaluation. Ces méthodes, quoique efficaces pour empêcher l'éclosion des nids traités, semblent donner des résultats limités quant à la diminution du nombre de nids sur les îles les années subséquentes (Giroux et Pilote, données non publiées). L'opinion du public face à ces mesures est inconnue et reste à évaluer, mais un sondage auprès de citoyens du Missouri suggère que 80 % des citoyens désapprouvaient les méthodes impliquant la manipulation des nids alors que la chasse est une méthode largement acceptée (Coluccy et al., 2001). Par contre, la distribution urbaine des bernaches entraîne des difficultés certaines, car

l'ouverture de la chasse dans ces endroits n'est souvent pas possible. L'ouverture de la chasse dans certaines régions péri-urbaines pourrait être possible dans le sud du Québec, notamment le long de la rivière-des-Milles-Îles ou encore sur certains terrains de golf en dehors des heures d'ouverture, sans pour autant affecter la sécurité du public.

Au Missouri, malgré l'accroissement rapide de la population de bernaches résidentes, la majorité des citoyens étaient favorables à leur présence et seulement 4 % des citoyens les perçoivent comme une source de nuisance (Coluccy et al., 2001). Les mesures de gestion dans le cas d'un accroissement rapide de la population doivent avoir pour but de favoriser la cohabitation harmonieuse entre les populations humaines et celles de Bernaches du Canada. Ces mesures passent par la connaissance de la dynamique des populations et, en ce sens, le programme à long terme de baguages des bernaches dans le sud du Québec prend tout son importance.

APPENDICE A

RÈGLEMENTS DE CHASSE S'APPLIQUANT À LA BERNACHE DU CANADA DANS LE SUD DU QUÉBEC

Tableau A-1: Règlements de chasse s'appliquant à la Bernache du Canada dans le sud du Québec dans le district fédéral F qui inclut la région de Varennes, Québec, Canada, 2003-2009

Année	Saison de chasse hâtive		Saison de chasse régulière		Durée (Jour)	Limite journalière	Limite de possession
	Date	Durée (Jour)	Date	Durée (Jour)			
2003	6 au 26 Septembre	21	27 Septembre au 21 Décembre	86	5	10	
2004	6 au 24 Septembre	19	25 Septembre au 21 Décembre	88	5	10	
2005	6 au 23 Septembre	18	24 Septembre au 21 Décembre	89	5	10	
2006	6 au 22 Septembre	17	23 Septembre au 21 Décembre	90	5	10	
2007	6 au 21 Septembre	16	22 Septembre au 21 Décembre	91	5	10	
2008	6 au 19 Septembre	14	20 Septembre au 21 Décembre	93	5 *10 pour la saison hâtive	20	
2009	6 au 18 Septembre	13	19 Septembre au 21 Décembre	94	5 *10 pour la saison hâtive	20	

APPENDICE B

LISTE COMPLÈTE DES MODÈLES UTILISÉS POUR MESURER L'EFFET DE L'ÂGE, DU SEXE ET DES ANNÉES SUR LA
SURVIE

Tableau B- 1: Sélection de modèles pour la survie de la Bernache du canada établie dans le sud du Québec à partir du modèle le plus générale, 2003-2009. Le + entre deux variables désigne un effet additif, le * désigne une interaction.

Modèle		$\Delta QAIC_c$	Poids QAIC _c	N	QDéviance
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{+sexe + année}$	$p(a_1, a_{2+})^{+année}$ $r(a_0, a_{1+})$ $F(a_0, a_1, a_{2+})^{+sexe}$	0.00	0.53	25	320.70
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{+année}$		1.33	0.27	24	324.06
$S(a_0, a_{1+})^{+sexe + année}$		2.42	0.16	24	325.15
$S(a_0, a_{1+})^{+année}$		6.30	0.02	23	331.06
$S(a_0, a_{1+})^{*année}$		8.04	0.01	29	320.63
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*année}$		8.86	0.01	35	309.25
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe}$		10.41	0.002	20	341.24
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{+sexe}$		13.94	0.0005	18	348.80
$S(a_0, a_1, a_{2+})$		18.59	0.00005	17	355.47
$S(a_0, a_{1+})^{*sexe * année}$		21.20	0.00001	44	303.22
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe * année}$		32.53	0.00000	56	289.92
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe * année}$		33.95	0.00000	58	287.22
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe * année}$		34.06	0.00000	57	289.38
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe * année}$		35.57	0.00000	56	292.95
$S(a_0, a_1, a_{2+})^{*sexe * année}$		35.71	0.00000	55	295.16

Tableau B-1 (suite)

Modèle.		Δ QAIC _c	Poids QAIC _c	N	QDéviance
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) F(a_0, a_1, a_{2+})$	37.10	0.00000	64	277.98
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) + \text{année } F(a_0, a_1, a_{2+}) * \text{sexe}$	40.56	0.00000	55	300.00
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) F(a_0, a_{1+})$	41.62	0.00000	54	303.13
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(\text{année}) I(a_0, a_{1+}) + \text{année } F(a_0, a_1, a_{2+}) * \text{sexe}$	46.89	0.00000	63	289.84
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(a_1, a_{2+}) I(a_0, a_{1+}) + \text{année } F(a_0, a_1, a_{2+}) * \text{sexe}$	59.71	0.00000	58	312.98
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(\text{constant}) I(a_0, a_{1+}) + \text{année } F(a_0, a_1, a_{2+}) * \text{sexe}$	65.26	0.00000	57	320.60
$S(a_0, a_1, a_{2+})$ *sexe * année	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) F(\text{sexe})$	90.79	0.00000	54	352.30
$S(a_0, a_{1+}) + \text{sexe}$	$p(a_1, a_{2+}) I(a_0, a_{1+}) + \text{année } F(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{sexe}$	205.31	0.00000	17	542.19
$S(a_0, a_{1+})$ *sexe	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) F(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{sexe}$	207.33	0.00000	18	542.19
$S(a_0, a_{1+})$	$p(a_1, a_{2+}) + \text{année } I(a_0, a_{1+}) F(a_0, a_1, a_{2+}) + \text{sexe}$	218.30	0.00000	16	557.19

APPENDICE C

PROBABILITÉ DE RECAPTURE COMPLÈTE DU MODÈLE CHOISI

Tableau C- 1: Probabilités de recapture avec l'effet de deux classes d'âge et du temps pour la Bernache du Canada établie dans le sud du Québec, 2004-2010 (95 % CI).

Année	Oiseau d'un an	Adulte
2004	0.37 (0.22-0.55)	--
2005	0.32 (0.21-0.46)	0.55 (0.42-0.68)
2006	0.13 (0.08-0.22)	0.29 (0.20-0.41)
2007	0.33 (0.23-0.45)	0.56 (0.44-0.67)
2008	0.15 (0.1-0.24)	0.32 (0.23-0.42)
2009	0.19 (0.13-0.29)	0.38 (0.28-0.49)
2010	0.17 (0.12-0.26)	0.35 (0.26-0.45)

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Abraham, K. F., J. O. Leafloor et D. H. Rusch. 1999. «Molt migrant Canada geese in northern Ontario and western James Bay». *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, no 2, p. 649-655.
- Adams, C. E. , K. J. Lindsey et S. J. Ash. 2006. *Urban wildlife management*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press Taylor & Francis Group, 311 pages.
- Alerstam, T., A. Hedenström et S. Åkesson. 2003. «Long-distance migration: evolution and determinants». *Oikos*, vol. 103, no 2, p. 247-260.
- Alisauskas, R. T., K. L. Drake, S. M. Slattery et D. K. Kellett. 2006. «Neckbands, harvest, and survival of Ross's geese from Canada's central arctic». *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, no 1, p. 89-100.
- Atlantic Flyway Council (1999). Atlantic flyway resident Canada goose management plan. Atlantic Flyway Council. Canada Goose Committee Atlantic Flyway Technical Section: 42 p
- Anderson, D. R., K. P. Burnham et G. C. White. 1985. «Problems in estimating age-specific survival rates from recovery data of birds ringed as young». *Journal of Animal Ecology*, vol. 54, no 1, p. 89-98.
- Ankney, C. D. 1996. «An embarrassment of riches: Too many geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 60, no 2, p. 217-223.
- Balkcom, G. D. 2010. «Demographic parameters of rural and urban adult resident Canada geese in Georgia». *Journal of Wildlife Management*, vol. 74, no 1, p. 120-123.

- Ball, I.J., E.L.Bowhay, C.F.Yocom (1981). Ecology and management of the Western Canada goose in Washington. Washington department of game. Washington. Biological Bulletin No.17: 67 p
- Batt, B. D. J., D.H Johnson, C.D. Ankney, M.G. Anderson, A.D. Afton. 1992. *Ecology and management of breeding waterfowl* University of Minnesota Press, 635 pages.
- Beaumont, M. 2007. «Distribution de la bernache résidente (*Branta canadensis maxima*) dans le sud du Québec». Thesis, Canada [In French], Département des sciences biologiques, Université du Québec a Montréal.
- Black, J.M., J.Prop and K.Larsson. 2007a. «Body size: correlated and consequences». In *Wild goose dilemmas.*, p. 113-122. Groningen, The Netherlands: Branta Press.
- Black, J.M., J.Prop and K.Larsson. 2007b. «Survival and reproduction». In *Wild goose dilemmas.*, p. 141-159. Groningen, The Netherlands: Branta Press.
- Boulinier, T., E. Danchin, J.Y. Monnat, C. Doutrelant et B. Cadiou. 1996. «Timing of Prospecting and the Value of Information in a Colonial Breeding Bird». *Journal of Avian Biology*, vol. 27, no 3, p. 252-256.
- Butler, J. S., J. Shanahan et D. J. Decker. 2003. «Public Attitudes toward Wildlife Are Changing: A Trend Analysis of New York Residents». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31, no 4, p. 1027-1036.
- Cadieux, Marie-Christine, Gilles Gauthier, R. John Hughes et A. E. Burger. 2005. «FEEDING ECOLOGY OF CANADA GEESE (*BRANTA CANADENSIS* INTERIOR) IN SUB-ARCTIC INLAND TUNDRA DURING BROOD-REARING». *The Auk*, vol. 122, no 1, p. 144-157.

- Calvert, A. M., G. Gauthier et A. Reed. 2005. «Spatiotemporal heterogeneity of greater snow goose harvest and implications for hunting regulations». *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, no 2, p. 561-573.
- Castelli, P. M., et R. E. Trost. 1996. «Neck bands reduce survival of Canada geese in New Jersey». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 60, no 4, p. 891-898.
- Catchpole, E. A., S. N. Freeman, B. J. T. Morgan et M. P. Harris. 1998. «Integrated Recovery/Recapture Data Analysis». *Biometrics*, vol. 54, no 1, p. 33-46.
- Clutton-Brock, T.H. (1988). *Reproductive success, Studies of Individual Variation in Contrasting Breeding Systems* Chicago and London, The University of Chicago Press: 538 p
- Coluccy, J. M. 2001. «Reproductive ecology, bioenergetics, and experimental removals of local giant Canada geese (*Branta canadensis maxima*) in Central Missouri.». Dissertation., Columbia, Faculty of the Graduate School University of Missouri 328 p.
- Coluccy, J. M., D. A. Graber, and R. D. Drobney. 2004. *Proceedings of the 2003 International Canada Goose Symposium* (Madison, Wisconsin, USA). R. D. Lien T. J. Moser, D. C. VerCauteren, K. F. Abraham, D. E. Anderson, J. G. Bruggink, J. M. Coluccy, D. A. Graber, J. O. Leafloor, D. R. Luukkonen, and R. E. Trost, editors.
- Coluccy, John M., Ronald D. Drobney, David A. Graber, Steven L. Sheriff et Daniel J. Witter. 2001. «Attitudes of Central Missouri Residents toward Local Giant Canada Geese and Management Alternatives». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, no 1, p. 116-123.
- Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune (2008). *Situation des populations d'oiseaux migrateurs considérés comme gibier au Canada, Novembre 2008*. Rapport du SCF sur la réglementation concernant les oiseaux migrateurs no 25.

Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune (2009). Règlement sur les oiseaux migrateurs au Canada : juillet 2009. Rapport du SCF sur la réglementation concernant les oiseaux migrateurs. n° 27

Conover, M. R., et G. G. Chasko. 1985. «Nuisance Canada goose problems in the eastern United States». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 13, no 3, p. 228-233.

Cooch, E. G. 2002. «Fledging size and survival in snow geese: Timing is everything (or is it?)». *Journal of Applied Statistics*, vol. 29, no 1-4, p. 143-162.

Cooch, E. G., D. B. Lank, A. Dzubin, R. F. Rockwell et F. Cooke. 1991. «Body size variation in lesser snow geese: environmental plasticity in gosling growth rates». *Ecology*, vol. 72, no 2, p. 503-512.

Cooch, E.G, et F. Cooke (1991). Demographic changes in a snow goose population - biological and management implications. In *Bird Population Studies: Their Relevance to Conservation and Management*. New York, USA, Oxford University Press: 168-189 p

Cooke, F., C. S. Findlay et R. F. Rockwell. 1984. «Recruitment and the timing of reproduction in lesser snow geese (*Chen caerulescens caerulescens*)». *Auk*, vol. 101, no 3, p. 451-458.

Czech, B., P. R. Krausman et P. K. Devers. 2000. «Economic associations among causes of species endangerment in the United States». *Bioscience*, vol. 50, no 7, p. 593-601.

Davis, R. A., Jones, R.N., Macinnes, C.D., Pakulak, A.J. 1985. «Molt migration of large Canada geese on the west coast of Hudson bay.». *Wilson Bulletin*, vol. 97, p. 296-305.

- Destefano, S., et R. D. Deblinger. 2005. «Wildlife as valuable natural resources vs. intolerable pests: A suburban wildlife management model». *Urban Ecosystems*, vol. 8, no 2 SPEC. ISS., p. 179-190.
- Destefano, S., et R. M. Degraaf. 2003. «Exploring the ecology of suburban wildlife». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, p. 95-101.
- Dickson, K. M. (2000). Towards conservation of the diversity of Canada Geese (*Branta canadensis*). Occasional Paper. Canadian Wildlife Service Waterfowl Committee. Ottawa, Service canadien de la faune, Environnement Canada. Number 103: 168 p
- Doiron, M. 2006. «Brood mixing, adoption, and abandonment in giant Canada geese». Mémoire présentée comme exigence partielle de la maîtrise en biologie., Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal.
- Feare, C. J. 1991. «Control of bird pest populations». In *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*, C.M. Perrins, J-D. Lebreton et G. J. M. Hirons, p. 463-478. New York, USA: Oxford Ornithology Series.
- Francis, C. M., et F. Cooke. 1992a. «Migration routes and recovery rates of lesser snow geese from southwestern Hudson Bay». *Journal of Wildlife Management*, vol. 56, no 2, p. 279-286.
- Francis, C. M., et F. Cooke. 1992b. «Sexual differences in survival and recovery rates of lesser snow geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 56, no 2, p. 287-296.
- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke et R. F. Rockwell. 1992a. «Changes in Survival Rates of Lesser Snow Geese with Age and Breeding Status». *The Auk*, vol. 109, no 4, p. 731-747.

- Francis, C. M., M. H. Richards, F. Cooke et R. F. Rockwell. 1992b. «Long-term changes in survival rates of lesser snow geese». *Ecology*, vol. 73, no 4, p. 1346-1362.
- Frederiksen, M., R. D. Hearn, C. Mitchell, A. Sigfusson, R. L. Swann et A. D. Fox. 2004. «The dynamics of hunted Icelandic goose populations: A reassessment of the evidence». *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, no 2, p. 315-334.
- Gauthier, G., et S. Brault (1998). Population model of the greater snow goose: projected impacts of reduction in survival on population growth rate. . The Greater Snow Goose: Report of the Arctic Goose Habitat Working Group Washington Arctic Goose Joint Venture Special Publication. US Fish and Wildlife Service, DC and Canadian Wildlife Service Ottawa, Canada, B.D.J. Batt: 65-80 p
- Gauthier, G., R. Pradel, S. Menu et J. D. Lebreton. 2001. «Seasonal survival of Greater Snow Geese and effect of hunting under dependence in sighting probability». *Ecology*, vol. 82, no 11, p. 3105-3119.
- Giroux, J. F., et J. Bédard. 1986. «Sex-specific hunting mortality of greater snow geese along firing lines in Quebec». *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, no 3, p. 416-419.
- Giroux, J. F., J. Lefebvre, L. Bélanger, J. Rodrigue et S. Lapointe. 2001. «Establishment of a breeding population of Canada Geese in southern Quebec». *Canadian Field-Naturalist*, vol. 115, no 1, p. 75-81.
- Gosser, A. L., et M. R. Conover. 1999. «Will the availability of insular nesting sites limit reproduction in urban Canada goose populations?». *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, no 1, p. 369-373.
- Greenwood, P.J. 1980. «Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals.». *Animal Behavior*, vol. 28, p. 1140-1162.

Groupe conseil Genivar Inc. (2005). Étude des impacts socioéconomiques – La sauvagine en migration dans le Québec méridional, particulièrement la Grande Oie des neiges et la Bernache du Canada. Québec Environnement Canada, 63 pages et annexes.

Hanson, H.C. . 1965. *The Giant Canada Goose*. Carbondale, USA.: Southern Illinois University Press, 226 pages.

Hepp, G. R., R. J. Blohm, R. E. Reynolds, J. E. Hines et J. D. Nichols. 1986. «Physiological condition of autumn-banded mallards and its relationship to hunting vulnerability». *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, no 2, p. 177-183.

Heusmann, H. W. 1999. «Special hunting seasons and resident Canada goose populations». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 27, no 2, p. 456-464.

Hill, M. R. J., R. T. Alisauskas, C. D. Ankney et J. O. Leafloor. 2003. «Influence of body size and condition on harvest and survival of juvenile Canada geese». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 67, no 3, p. 530-541.

Hindman, L. J., et F. Ferrigno. 1990. «Atlantic Flyway goose populations : status and management». *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* vol. 55, p. 293-309.

Huang, T. Min. 2010. «Movement patterns and sub-population structure of resident Canada geese in Connecticut.». Dissertation, University of Connecticut.

James, R.A., et D.G. Frementz. 2005. *Proceedings of the annual conference / Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* (St. Louis, Missouri). A. G. EVERSOLE, 144-154 p.

- Johnson, D. H., G. L. Krapu, K. H. Reinecke et D. G. Jorde. 1985. «An evaluation of condition indices for birds». *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, no 3, p. 569-575.
- Johnson, F. A. , et P.M. Castelli. 1998. *Biology and Management of Canada Geese. Proceedings of the International Canada Goose Symposium*. (Milwaukee, Wisconsin.). M.D. Samuel D.H. Rusch, D.D. Humburg, and B.D.Sullivan, 127-133 p.
- Larsson, K., et P. Forslund. 1992. «Genetic and Social Inheritance of Body and Egg Size in the Barnacle Goose (*Branta leucopsis*)». *Evolution*, vol. 46, no 1, p. 235-244.
- Lawrence, J. S., T.C.Tacha, D.D.Thornburg, R.A.Williamson, W.D.Klimstra. 1998. *Biology and Management of Canada Geese. Proceedings of the International Canada Goose Symposium*. (Milwaukee, Wisconsin.). M.D.Samuel D.H.Rusch, D.D.Humburg, and B.D.Sullivan.
- Lecomte, N., G. Gauthier, J.F. Giroux, E. Milot et L. Bernatchez. 2009. «Tug of war between continental gene flow and rearing site philopatry in a migratory bird: the sex-biased dispersal paradigm reconsidered». *Molecular Ecology*, vol. 18, no 4, p. 593-602.
- Lepage, D., G. Gauthier et A. Reed. 1998. «Seasonal variation in growth of greater snow goose goslings: the role of food supply». *Oecologia*, vol. 114, no 2, p. 226-235.
- Liddell, B.L. . 1997 «Fall migration and survival of Interlake Giant Canada geese at Rochester, Minnesota. ». Faculty of the Graduate School University of Minnesota.
- Luukkonen, D. R., H. H. Prince et R. C. Mykut. 2008. «Movements and survival of molt migrant Canada geese from southern Michigan». *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, no 2, p. 449-462.

- Malecki, R. A., B. D. J. Batt et S. E. Sheaffer. 2001. «Spatial and temporal distribution of Atlantic Population Canada geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, no 2, p. 242-247.
- Manfredo, M. J., C. L. Pierce, D. Fulton, J. Pate et B. R. Gill. 1999. «Public Acceptance of Wildlife Trapping in Colorado». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 27, no 2, p. 499-508.
- Menu, S., G. Gauthier et A. Reed. 2001. «Survival of juvenile greater snow geese immediately after banding». *Journal of Field Ornithology*, vol. 72, no 2, p. 282-290.
- Menu, S., G. Gauthier et A. Reed. 2002. «Changes in survival rates and population dynamics of greater snow geese over a 30-year period: Implications for hunting regulations». *Journal of Applied Ecology*, vol. 39, no 1, p. 91-102.
- Menu, S., G. Gauthier et A. Reed. 2005. «Survival of young Greater Snow Geese (*Chen caerulescens atlantica*) during fall migration». *Auk*, vol. 122, no 2, p. 479-496.
- Morez, V., G. Gauthier et A. Reed. 2000. «Effect of Body Condition on Vulnerability of Greater Snow Geese to Hunting and Capture». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 64, no 3, p. 875-886.
- Moser, T. J., et D. H. Rusch. 1988. «Indices of Structural Size and Condition of Canada Geese». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 52, no 2, p. 202-208.
- Nasution, M., C. Brownie, K. Pollock et R. Bennetts. 2001. «Estimating survival from joint analysis of resighting and radiotelemetry capture-recapture data for wild animals». *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, vol. 6, no 4, p. 461-478.
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Avon, Great Britain: Academic Press, 597 pages.

Ogilvie, M.A. . 1981. *Wild geese*. Vermillion, S.D. : Buteo Books, 350 pp.

Otis, D. L. 2004. «Mallard harvest distributions in the Atlantic and Mississippi Flyways during periods of restrictive and liberal hunting regulations». *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, no 2, p. 351-359.

Owen, M., et J. M. Black. 1989. «Factors affecting the survival of barnacle geese on migration from the breeding grounds». *Journal of Animal Ecology*, vol. 58, no 2, p. 603-617.

Owen, M., et J. M. Black. 1991. «The importance of migration mortality in non-passerine birds». *Bird population studies*, p. 360-372.

Parkin, D.T , et R. White-Robinson (1985). The effect of age on survival in the Canada goose (*Branta canadensis*) in Nottinghamshire. Lecture Notes in Statistics. B.J.T. Morgan and P.M. North. Berlin, Springer-Verlag. 29: 418 p

Raveling, D. G. 1981. «Survival, experience, and age in relation to breeding success of Canada geese». *J Wildl Manage*, vol. 45, p. 817-829.

Raveling, D. G. 1992. «Survival of cackling Canada geese, 1982-1988». *Journal of Wildlife Management*, vol. 56, no 1, p. 63-73.

Reed, E. T., G. Gauthier, R. Pradel et J. D. Lebreton. 2003. «Age and environmental conditions affect recruitment in Greater Snow Geese». *Ecology*, vol. 84, no 1, p. 219-230.

Rockwell, R. F., E. G. Cooch et S. Brault. 1997. «Dynamics of the mid-continent population of lesser snow geese-projected impacts of reductions in survival and fertility on

population growth rates». *Arctic Ecosystems in Peril: Report of the Arctic Goose Habitat Working Group*, p. 73-100.

Salomonsen, F. 1968. «The moult migration». *Wildfowl*, vol. 19, p. 5-24.

Samuel, M. D., D. H. Rusch et S. Craven. 1990. «Influence of neck bands on recovery and survival rates of Canada geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 54, no 1, p. 45-54.

Schmidt, P.R. 2003. «Canada Geese in North America : Past success and future challenges». *Proceedings of the 2003 International Canada Goose Symposium*.

Schmutz, J. A. 1993. «Survival and Pre-Fledging Body Mass in Juvenile Emperor Geese». *The Condor*, vol. 95, no 1, p. 222-225.

Schmutz, J. A., et C. R. Ely. 1999. «Survival of greater white-fronted geese: Effects of year, season, sex, and body condition». *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, no 4, p. 1239-1249.

Schmutz, J. A., R. F. Rockwell et M. R. Petersen. 1997. «Relative effects of survival and reproduction on the population dynamics of emperor geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, no 1, p. 191-201.

Sedinger, J. S., et P. L. Flint. 1991. «Growth rate is negatively correlated with hatch date in black brant». *Ecology*, vol. 72, no 2, p. 496-502.

Sedinger, J. S., et D. G. Raveling. 1986. «Timing of Nesting by Canada Geese in Relation to the Phenology and Availability of Their Food Plants». *Journal of Animal Ecology*, vol. 55, no 3, p. 1083-1102.

- Sheaffer, S. E., et R.A Malecki. 1998. *Proceedings of the international Canada goose symposium* (Milwaukee, Wisconsin). M.D Samuel D.H Rusch, D.D. Humburg, and B.D. Sullivan, eds., 29-34 p.
- Sheaffer, S. E., W. L. Kendall et E. F. Bowers. 2005. «Impact of special early harvest seasons on subarctic-nesting and temperate-nesting Canada geese». *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, no 4, p. 1494-1507.
- Sheaffer, S. E., D. H. Rusch, D. D. Humburg, J. S. Lawrence, G. G. Zenner, M. M. Gillespie, F. D. Caswell, S. Wilds et S. C. Yaich. 2004. «Survival, movements, and harvest of Eastern Prairie Population Canada geese». *Wildlife Monographs*, p. 1-54.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2010). Waterfowl population status, 2010. U.S. Department of the Interior. Washington, D.C. USA.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2011). Migratory game bird, Hunting seasons and regulations. New York State Department of Environmental Conservation. Albany, New York. 2011-2012
- Van Der Jeugd, H. P., G. Eichhorn, K. E. Litvin, J. Stahl, K. Larsson, A. J. Van Der Graaf et R. H. Drent. 2009. «Keeping up with early springs: rapid range expansion in an avian herbivore incurs a mismatch between reproductive timing and food supply». *Global Change Biology*, vol. 15, no 5, p. 1057-1071.
- Vaught, R. W., et L. M. Kirsch. 1966. «Canada geese of the eastern prairie population, with special reference to the Swan Lake flock». *Missouri Department of Conservation Technical Bulletin*, vol. 3.
- Walter, S. E., et D. H. Rusch. 1997. «Accuracy of egg flotation in determining age of Canada goose nests». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, no 4, p. 854-857.

Williams, B. K., J.D. Nichols et M.J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. USA Elsevier, 817 pages.

Williams, T. D., E. G. Cooch, R. L. Jefferies et F. Cooke. 1993. «Environmental degradation, food limitation and reproductive output: juvenile survival in lesser snow geese». *Journal of Animal Ecology*, vol. 62, no 4, p. 766-777.

Zicus, M. C. 1981. «Molt migration of Canada geese from Crex Meadows, Wisconsin». *Journal of Wildlife Management*, vol. 45, p. 54-63.

Zicus, M. C., et R. M. III Pace. 1986. «Neckband retention in Canada geese». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 14, no 4, p. 388-391.